



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

DAYANE DE ANDRADE LIMA

**TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REATOR
ANAERÓBIO HÍBRIDO (RAH) SEGUIDO DE REATOR COM ALGAS
IMOBILIZADAS (RAI)**

Campina Grande - PB

Fevereiro de 2015

DAYANE DE ANDRADE LIMA

**TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REATOR ANAERÓBIO
HÍBRIDO (RAH) SEGUIDO DE REATOR COM ALGAS IMOBILIZADAS (RAI)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

Campina Grande – PB

Fevereiro de 2015

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

L732t Lima, Dayane de Andrade.
Tratamento de esgotos domésticos em reator anaeróbio híbrido (Rah) seguido de reator com algas imobilizadas (Rai) [manuscrito] / Dayane de Andrade Lima. - 2015.
86 p. : il. color.

Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2015.
"Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".

1. Reator Anaeróbio Híbrido. 2. Reator de Algas Imobilizadas. 3. Remoção de Nutrientes. I. Título.
21. ed. CDD 628.3

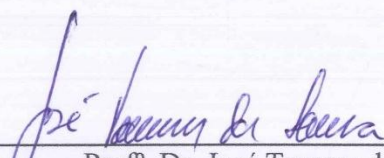
DAYANE DE ANDRADE LIMA

**TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM REATOR ANAERÓBIO
HÍBRIDO (RAH) SEGUIDO DE REATOR COM ALGAS IMOBILIZADAS (RAI)**

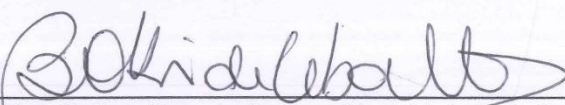
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 05 DE FEVEREIRO DE 2015.

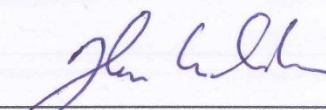
BANCA EXAMINADORA



Prof.^o. Dr. José Tavares de Sousa
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof.^a. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos
(Examinadora Interna – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof.^o. Dr. Hugo Morais de Alcântara
(Examinador Externo – Universidade Federal de Campina Grande)

*“Embora ninguém possa voltar atrás e
fazer um novo começo, qualquer um pode
começar agora e fazer um novo fim”
(Chico Xavier)*

*A minha mãe Maria da Conceição, por ser uma mulher guerreira,
cheia de vida e força para enfrentar a vida. Pelo exemplo de pessoa,
incentivo, cuidado, dedicação e por tudo que faz por mim.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, que se fez presente todos os dias da minha vida.

A minha mãe, Maria da Conceição, mulher guerreira e exemplo de integridade, meu porto seguro, minha vida, dedico todo o meu trabalho de hoje e sempre. Muito obrigada. Te amo!

Ao meu pai Flávio e ao meu irmão Danylo, que sempre estavam do meu lado me incentivando e apoiando nessa caminhada.

A toda a minha grande família materna e paterna constituída de avós e avôs, tios e tias, primos e primas pela torcida constante, reconhecimento e pelas orações.

A minha grande amiga Jéssyca pelo companheirismo, amizade, por todas as gentilezas, pelos momentos divididos.

Meus sinceros agradecimentos, ao meu orientador José Tavares, pelo muito que me ensinou, pela alegria, entusiasmo, paciência e amizade.

Ao Israel Nunes pela amizade, incentivo, conhecimentos repassados, por proporcionar momentos mais descontraídos no decorrer da parte experimental e por prestar assistência continua.

À professora Beatriz Ceballos pela participação anterior na banca de qualificação, por participar da banca de defesa e pelas contribuições durante a execução deste estudo.

Ao professor Hugo Morais, que de muita boa vontade, aceitou o convite para participar da banca de defesa.

Aos meus eternos mestres Heraldo Antunes e Elivânia Santos por serem grandes exemplos profissionais, obrigada pelos momentos de incentivo, de aprendizagem, pelo crescimento e por todas as oportunidades.

Ao Josemberg por tamanha presteza, paciência, esclarecimento de dúvidas e por facilitar a resolução das burocracias.

Aos professores do MCTA pelo conhecimento repassado, José Tavares, Rui de Oliveira, Wilton Lopes, Beatriz Ceballos, Valderi Leite, Mônica Maria, William de Paiva e Simone Simões.

Aos amigos e colegas de laboratório, por ter contribuído tanto na coleta de dados, pelas ajudas, trocas de conhecimentos e principalmente pelas boas risadas, tornando mais fácil o cumprimento desta etapa, Nélia, Rodolfo, Danillo, Fabiane, Tales, Luciana, Tatiana, Valquíria, Gleiton, Vinicius, Ricardo, Sivânia, Danikelly, Josivandro e seu Marconi, obrigada pelo apoio ao longo das pesquisas pelos ensinamentos durante o trabalho experimental.

Aos meus grandes amigos que ainda que longe sempre se fizeram presente em todos os momentos em especial, Wagner, Pedro, Erbênia, Leninha e Emília pessoas que compartilharam comigo todos os momentos difíceis ou felizes, sempre me ajudando e me encorajando nas situações vividas longa caminhada, obrigada pela paciência, amo vocês!

Aos meus recentes, mas não menos importantes e queridos amigos conquistados em Campina Grande, amizades verdadeiras e sinceras, Eyre, Élide, Amanda, Laura, Aluizio e Rodrigo, vocês são muito importantes.

À Universidade Estadual da Paraíba, ao Programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela oportunidade de realização do mestrado.

À EXTRABES por conceder o espaço físico para realização da pesquisa.

À CAPES, CNPq e FINEP pela bolsa de mestrado concedida e pelos recursos disponibilizados para a pesquisa.

O meu MUITO OBRIGADO a todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho. Recebi ajuda e encorajamento de tantas pessoas que não é possível nomearem a todos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema do Reator Anaeróbio Híbrido - RAH.	26
Figura 2: Reator Anaeróbio Híbrido – RAH.....	37
Figura 3: Sustentáculo e esponjas sintética cortadas utilizadas como meio suporte no RAH.	38
Figura 4: Tubos de centrifuga com as amostras do perfil de lodo.....	39
Figura 5: Foto do Reator de Algas Imobilizadas – RAI montado (A), esquemas das vistas lateral (B), frontal (C) e superior (D).	40
Figura 6: Esponja sintética de poliuretano e poliuretano cortada, usada como meio suporte do RAI.	41
Figura 7: Perfil de oxigênio dissolvido no RAI.	43
Figura 8: Comportamento de material carbonáceo no RAH.....	47
Figura 9: Comportamento dos sólidos totais e dos sólidos totais voláteis no RAH.....	48
Figura 10: Comportamento dos sólidos suspensos totais e dos sólidos suspensos voláteis no RAH.....	49
Figura 11: Comportamento do pH (A) e da Alcalinidade no RAH (B).	50
Figura 12: Comportamento dos perfis de lodo em cada ponto de coletado no RAH.....	52
Figura 13: Comportamento do material carbonáceo primeira fase de operação do RAI.	55
Figura 14: Comportamento do material carbonáceo segunda fase de operação do RAI.	55
Figura 15: Comportamento do material carbonáceo terceira fase de operação do RAI.....	55
Figura 16: Comportamento dos sólidos totais e voláteis, suspensos totais e voláteis na primeira fase de operação do RAI.....	57
Figura 17: Comportamento dos sólidos totais e voláteis, suspensos totais e voláteis na segunda fase de operação do RAI.....	57
Figura 18: Comportamento dos sólidos totais e voláteis, suspensos totais e voláteis na terceira fase de operação do RAI.....	58
Figura 19: Comportamento do pH e da alcalinidade na primeira fase de operação do RAI... ..	59
Figura 20: Comportamento do pH e da alcalinidade na segunda fase de operação do RAI. .	59
Figura 21: Comportamento do pH e da alcalinidade na terceira fase de operação do RAI. ..	60
Figura 22: Comportamento do N-NTK e N-NH ₄ ⁺ na primeira fase de operação do RAI.	61
Figura 23: Comportamento do N-NTK e N-NH ₄ ⁺ na segunda fase de operação do RAI.....	62
Figura 24: Comportamento do N-NTK e N-NH ₄ ⁺ na terceira fase de operação do RAI.....	62
Figura 25: Comportamento da relação pH e NH ₄ ⁺	64
Figura 26: Comportamento do NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ na primeira fase de operação do RAI.	65

Figura 27: Comportamento do NO_2^- e NO_3^- na segunda fase de operação do RAI.....	65
Figura 28: Comportamento do NO_2^- e NO_3^- na terceira fase de operação do RAI.....	66
Figura 29: Comportamento do P_{Total} - e PO_4^{2-} na primeira fase de operação do RAI.	68
Figura 30: Comportamento do P_{Total} - e PO_4^{2-} na segunda fase de operação do RAI.....	68
Figura 31: Comportamento do P_{Total} - e PO_4^{2-} na terceira fase de operação do RAI.....	69
Figura 32: Comportamento da clorofila a e SSV no RAI.	71
Figura 33: Perfil de oxigênio dissolvido e temperatura em teste respirômetro.	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Referencias do artigo que trata da remoção de nitrogênio e fósforo com algas imobilizadas.....	32
Tabela 2: Produção de lodo nos sistemas anaeróbios.....	40
Tabela 3: Parâmetros físico, químicos e microbiológicos.....	44
Tabela 4: Frequência de análise dos parâmetros físicos e químicos e microbiológicos avaliados	45
Tabela 5: Dados operacionais para as três fases do RAI.....	54
Tabela 6: Remoção de coliformes termotolerantes na segunda e terceira fase de operação do RAI	70
Tabela 7: Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência do RAH durante o período operacional.	83
Tabela 8: Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, coeficiente de variação do RAI para as três fases operacionais.	85

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

$\mu\text{g.L}^{-1}$	Micrograma por litro
AGV	Ácidos graxos voláteis
APHA	American Public Health Association
AT	Alcalinidade Total
CAGEPA	Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
CO_2	Dióxido de Carbono
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
$\text{DQO}_{\text{Filtrada}}$	Demanda Química de Oxigênio Filtrada
EB	Esgoto Bruto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
FAN	Filtro Anaeróbico
HCO_3^-	Íon bicarbonato
L	Litro
L.d^{-1}	Litros por Dia
M	Metro
m^2	Metros Quadrado
Máx	Máximo
Med	Mediana
mg.L^{-1}	Miligrama por Litro
Mín	Mínimo
N-NO_2^-	Nitrogênio como Nitrato
N-NO_3^-	Nitrogênio como Nitrito
N-NH_4^+	Nitrogênio Amoniacal
N-NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
pH	Potencial Hidrogeniônico
P-PO_4^-	Ortofosfato
P_{Total}	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Polivinila
RAH	Reator anaeróbico híbrido
RAI	Reator de algas imobilizadas

RAL	Reator de Algas Livres
SST	Sólidos Suspensos Totais
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba

RESUMO

O presente estudo teve o objetivo de investigar a eficiência de um reator anaeróbio híbrido seguido de um reator com algas imobilizadas no tratamento de esgoto doméstico na remoção de material carbonáceo, nutrientes e bactérias indicadoras de contaminação fecal (coliformes termotolerantes). Foi construído em PVC um Reator Anaeróbio Híbrido (RAH), com volume de 52 litros, para tratar 108 litros diários. O RAH era constituído de um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) seguido de filtro anaeróbio (FAN) contendo poliuretano cortado em cubos como meio suporte, alimentado com esgoto doméstico. O efluente desse reator era conduzido a um Reator de Algas Imobilizadas (RAI) para pós-tratamento. O Reator de Algas Imobilizadas (RAI) foi construído em vidro com volume total de 6 litros e operou com características de reator com biofilme de leito móvel, usando uma bomba de aquário para promover o deslocamento do líquido. O RAI operou em três fases a primeira foi caracterizada pelas baixas taxas de fotossíntese, na segunda fase foi adicionado sulfato de amônio que estimulou a nitrificação, na terceira fase de operação observou-se elevação nas taxas fotossintéticas, com precipitação de fósforo, volatilização da amônia e decaimento dos coliformes termotolerantes. Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, analisados deram suporte a avaliação da remoção de material carbonáceo, nutrientes e indicadores de contaminação fecal. O reator híbrido proporcionou considerável eficiência de remoção de matéria orgânica (77%), sendo 60% no UASB e 17% no filtro anaeróbio. Apresentou boa eficiência de remoção de sólidos sendo 21% de ST e 38% de remoção de STV, as remoções de SST e SSV foram de 88%. O RAI apresentou eficiência na remoção de N-NTK para as três fases respectivamente de 96%, 79 % e 62%, para a amônia foram de 99%, 89% e 80% sequência das três fases de operação. Na primeira e na segunda fase ocorreu nitrificação, o nitrito manteve-se baixo em todas as fases. A remoção de ortofosfato foi pouco significativa nas duas primeiras fases, contudo na terceira fase atingiu valores em torno 87% de remoção de ortofosfato e de 70% de fósforo total, resultante principalmente da precipitação química. A remoção de coliformes termotolerantes foi de 4 logs na terceira fase. O poliuretano mostrou-se um bom meio suporte para imobilização de algas, proporcionando remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes.

Palavras-chave: Reator Anaeróbio Híbrido. Reator de Algas Imobilizadas. Remoção de Nutrientes.

ABSTRACT

This study aimed to investigate the efficiency of a hybrid anaerobic reactor followed by a reactor with immobilized algae in sewage treatment in the removal of carbonaceous material, nutrients and indicator bacteria of faecal contamination (fecal coliform). It was built in one PVC Hybrid Anaerobic Reactor (HAR), with volume of 52 liters for tratar108 liters. The HAR consisted of an anaerobic upflow sludge blanket (UASB) followed by anaerobic filter (AF) containing polyurethane diced as a means support, fed with domestic sewage. The effluent of this reactor was led to an Immobilized Algae Reactor (IAR) for post-treatment. The Immobilized Algae Reactor (IAR) was constructed of glass with a total volume of 6 liters and operated with characteristics reactor with moving bed biofilm using an aquarium pump to promote the displacement of the liquid. The IAR operated in the first three stages was characterized by low rates of photosynthesis, in the second step was added ammonium sulfate to stimulate nitrification in the third operation phase it was observed increase in photosynthesis rates, with phosphorus precipitation, the ammonia volatilization and decay of fecal coliforms. The physical, chemical and microbiological parameters analyzed gave support the evaluation of removing carbonaceous material, nutrients and indicators of fecal contamination. The hybrid reactor provided considerable organic matter removal efficiency (77%), 60% in UASB and 17% in the anaerobic filter. Showed good removal efficiency of solid being 21% ST and 38% removal STV, the SST and VSS removals were 88%. The IAR showed removal efficiency NTK-N for the three phases respectively of 96%, 79% and 62% for ammonia were 99%, 89% and 80% sequence of three phases of operation. In the first and second phase occurred nitrification nitrite remained low at all stages. The removal of orthophosphate was negligible in the first two stages, but in the third stage reached values around 87% of orthophosphate removal and 70% of total phosphorus, resulting mainly from chemical precipitation. The removal of fecal coliforms was 4 logs in the third stage. Polyurethane proved to be a good means support for immobilization of algae, providing removal of nutrients and fecal coliform.

.Keywords: Hybrid Anaerobic Reactor. Immobilized Algae Reactor. Nutrient removal.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	18
2. OBJETIVOS	20
2.1 Geral.....	20
2.2 Específicos	20
3. REVISÃO DE BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1 Tratamento de esgoto sanitário por processos biológicos.....	21
3.2 Digestão anaeróbia.....	22
3.3 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo (UASB).....	22
3.4 Filtros Anaeróbios	23
3.5 Reator Anaeróbio Híbrido (RAH)	25
3.5.1 Produção de lodo em sistemas anaeróbios.....	27
3.6 Nitrificação	28
3.7 Oxidação aeróbia e fotossíntese.....	29
3.8 Reator com algas imobilizadas	31
3.9 Perfil de oxigênio dissolvido.....	34
3.10 Produção algal.....	34
4. MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1 Localização do Sistema Experimental	36
4.2 Esgoto Sanitário	36
4.3 Sistema Experimental.....	36
4.3.1 Reator Anaeróbio Híbrido – RAH	36
4.3.1.1 Meio suporte - RAH.....	38
4.3.1.2 Perfil e produção de lodo	38
4.3.2 Reator de Algas Imobilizadas – RAI.....	40
4.3.2.1 Meio suporte do RAI	41
4.3.2.2 Primeira Fase:	41
4.3.2.3 Segunda Fase:.....	42
4.3.2.4 Terceira Fase:.....	42
4.3.2.5 Quantificação da biomassa algal	42
4.3.2.6 Perfil de oxigênio - Respirômetria.....	42
4.5 Análises Físico-Químicas e Microbiológicas	44
4.6 Análise Estatística.....	45

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
5.1 Desempenho do reator anaeróbio híbrido – RAH	46
5.1.1 Material Carbonáceo	46
5.1.2 Sólidos Totais e Suspensos	48
5.1.3 pH e Alcalinidade.....	49
5.1.4 Perfil de lodo	52
5.2 Desempenho do Reator com Algas Imobilizadas – RAI para as três fases:	54
5.2.1 Material carbonáceo	54
5.2.2 Sólidos Totais e Suspensos	56
5.2.3 pH e Alcalinidade.....	58
5.2.4 Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal.....	61
5.2.5 Nitrito e Nitrato.....	65
5.2.6 Fósforo Total e Ortofosfato.....	67
5.2.7 Coliformes Termotolerantes	69
5.2.8 Quantificação das algas	71
5.2.9 Teste Respirômetro	72
6. CONCLUSÕES.....	74
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
APÊNDICE	82

1. INTRODUÇÃO

A questão ambiental tem se tornado destaque em nossa sociedade no contexto de alto impacto que as mais distintas atividades humanas têm causado sobre o ambiente, trazendo como consequência a esgotamento de muitos recursos naturais. Dentre essas atividades impactantes, a degradação dos sistemas aquáticos está em evidência, pois causa a indisponibilidade de água de boa qualidade para usos nobres. Entre os problemas que afetam os recursos hídricos destaca-se o processo de eutrofização (ESTEVES, 2011).

O processo de eutrofização dos corpos hídricos ocorre pelo lançamento de nutrientes que casam à proliferação excessiva e predominância de algas e de cianobactérias em corpos aquáticos, provocando sabor e odor desagradáveis, turbidez e cor difíceis de retirar, e redução da concentração de oxigênio dissolvido. Além desses problemas, as cianobactérias, podem liberar cianotoxinas, que causam graves problemas de intoxicação aos animais terrestres, aquáticos e humanos, seja pelo contato com água contaminada, pela sua ingestão e inoculação (ESTEVES, 2011; TUNDISI *et al.*, 2006; CAVALCANTI *et al.*, 2010).

O tratamento dos esgotos deve ser otimizado para reduzir os impactos que podem causar no ambiente. O emprego de tratamentos biológicos anaeróbios tem ganhado destaque no Brasil nos últimos anos. As tecnologias anaeróbias apresentam diversas vantagens, como simplicidade operacional, baixa produção de lodo excedente, produção de um lodo estabilizado, baixo requerimento de área e baixa necessidade de nutrientes (CHERNICHARO, 2007).

Entretanto o tratamento anaeróbio de esgoto doméstico remove parcialmente os poluentes como material carbonácea e sólidos em suspensão gerando efluentes que ainda apresentam constituintes indesejáveis e não atendem as exigências da legislação ambiental e precisam de sistemas de pós-tratamento para uma remoção satisfatória. A combinação de sistemas anaeróbio/aeróbio além de completar a remoção da matéria orgânica, remove os nutrientes como nitrogênio e fósforo e os organismos patogênicos e indicadores. Além disso, permite a utilização de menores áreas para sua instalação, têm menor geração de lodo e menores custos com destinação final do lodo produzido (TONETTI *et al.*, 2012).

Estudos atuais demonstram que tratamentos biológicos de águas residuárias têm focado em alternativas que promovam o pós-tratamento e que busquem por sistemas compactos, unindo diferentes tipos de tratamentos biológicos, o que resulta em eficiência maior do que aquelas obtidas com o uso de cada uma delas separadamente, são obtidos melhores resultados com diminuições das falhas individuais de cada tecnologia, de forma que a desvantagem de um processo pode ser aproveitada como vantagem para o outro. Com isso, é indicado o uso de

reatores anaeróbios associados a outras tecnologias, com a finalidade de promover um sistema mais eficiente para tratar águas residuárias domésticas (FORESTI *et al*, 2006).

O uso de lagoas de polimento é uma alternativa muito empregada no pós-tratamento de efluentes oriundos de processos anaeróbios, pois as algas que crescem nessas lagoas exercem um importante papel no tratamento, ao aumentar a concentração de oxigênio dissolvido através da fotossíntese. Esse oxigênio é necessário ao metabolismo das bactérias aeróbias e as algas consomem o dióxido de carbono produzido pela oxidação bacteriana da matéria orgânica, elevando o pH do meio aquático o qual possibilitam a remoção de nutrientes e microrganismos patógenos (VAN DER STEEN, 1999).

De acordo com Silva (2007), as maiores limitações práticas no tratamento de águas residuárias utilizando algas e cianobactérias é a separação e a coleta da biomassa proveniente da descarga de água tratada. Desta maneira, a técnica de imobilizar algas para este intuito permite maior flexibilidade na configuração e construção dos biorreatores, quando comparado com sistemas convencionais que utilizam algas em suspensão. O meio suporte oferece área superficial onde agrega-se à biomassa de algas, realizando esse processo em um espaço reduzido quando comparado à lagoas de estabilização.

Há, portanto, a demanda por mais estudos a respeito dos reatores híbridos e com imobilização de algas, que avaliem o seu desempenho e viabilidade. Tais pesquisas e possíveis inovações deverão promover, cada vez mais, benefícios na redução dos poluentes e ampliar o conhecimento sobre a utilização de reatores anaeróbios seguidos de pós-tratamento utilizando algas no tratamento das águas residuárias.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Investigar a eficiência de um reator anaeróbio híbrido seguido de um reator com algas imobilizadas no tratamento de esgoto doméstico na remoção de material carbonáceo, nutrientes e indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes).

2.2 Específicos

- Avaliar o desempenho do reator anaeróbio híbrido (RAH) na remoção de sólidos suspensos e material carbonáceo, expresso em DQO
- Quantificar o crescimento de lodo disperso e aderido no RAH.
- Analisar o desempenho do reator com algas imobilizadas (RAI) no processo de pós-tratamento do efluente do reator anaeróbio híbrido (RAH) na remoção de nutrientes e indicadores de contaminação fecal em diferentes fases, primeira fase baixa luminosidade, segunda fase houve adição de sulfato de amônio e na terceira fase maior luminosidade.

3. REVISÃO DE BIBLIOGRÁFICA

3.1 Tratamento de esgoto sanitário por processos biológicos

Em suas múltiplas atividades, o homem precisa da água. A utilização cada vez maior dos recursos hídricos tem resultado em sérios problemas, não só de carência desses, como também da degradação de sua qualidade. Quase todos os usos que o homem faz da água resultam na geração de resíduos os quais, de uma forma geral, são incorporados aos recursos hídricos (sejam esses subterrâneos, continentais ou marítimos), poluindo-os e limitando seus usos (TUNDISI *et al.*, 2006).

Consideram-se os sólidos em suspensão, o material orgânico, os nutrientes em especial o nitrogênio e o fósforo, outros compostos orgânicos e inorgânicos (geralmente provenientes de efluentes das atividades industriais) e os microrganismos patogênicos como os principais poluentes presentes nas águas residuárias, necessitando de tratamento adequado de acordo com o grau de poluição e com o destino final a ser dado a esse efluente, mediante o comprimento dos padrões nacionais pré-estabelecidos para cada situação (METCALF & EDDY, 2003).

Grande parte da poluição hídrica provém de despejos líquidos urbanos (esgoto doméstico), dispostos de forma inadequada ou sem o tratamento necessário. Esses despejos merecem atenção especial, pois apresentam elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo e microrganismos patogênicos. Esses compostos, quando dispostos no ambiente aquático em concentrações elevadas, provocam a sua degradação e podem acarretar um processo denominado de eutrofização, que se caracteriza pela degradação gradual da água.

Nos esgotos sanitários, os macros nutrientes nitrogênio e fósforo estão presentes em suas diversas formas. O nitrogênio orgânico e amoniacal são os principais compostos de nitrogênio que chegam às estações de tratamento de águas residuária (ETES), provenientes de esgoto de residências e industriais. Nessas águas o fósforo aparece sob a forma de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo o ortofosfato a forma mais disponível para o metabolismo biológico (METCALF & EDDY, 2003; VON SPERLING, 2005).

O tratamento biológico das águas residuárias consiste na remoção dos sólidos em suspensão, do material carbonáceo, dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e dos organismos patogênicos. O lançamento de teores excessivos de nutrientes nos sistemas aquáticos acelera o processo de eutrofização, sendo observada a proliferação de algas e cianobactérias que formam

grossas camadas e resultam numa baixa concentração de oxigênio dissolvido na coluna de água, causando danos aos corpos aquáticos pela morte da biota.

3.2 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é caracterizada pela presença de microrganismos capazes de metabolizar material orgânico na ausência de oxigênio. O processo ocorre em ambientes anaeróbios, ou seja, onde o oxigênio molecular combinado como nitrato e sulfato não estejam disponíveis como aceptores de elétrons. Pode ser considerada como um processo que converte a matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico, amônia e novas células bacterianas através de uma série de processos microbiológicos. Os sistemas anaeróbios mais utilizados são: lagoas anaeróbias, filtros anaeróbios, tanques sépticos, reator de leito expandido e reatores de manta de lodo (METCALF & EDDY, 2003; CHERNICHARO, 2007).

A digestão anaeróbia para tratamento de águas residuárias é largamente utilizada e a tendência futura é de ser cada vez mais empregada devido a sua sustentabilidade, como a alta capacidade para tratar substratos lentamente degradáveis em altas concentrações, uso de baixa energia, possibilidade de recuperação da energia e redução das emissões de CO₂, comparado a outras técnicas (RAMIREZ *et al.*, 2009; MAHMOUD *et al.*, 2004).

Os sistemas de alta taxa são caracterizados pela capacidade de reter grandes quantidades de biomassa com elevada atividade biológica, mesmo com a aplicação de baixos tempos de detenção hidráulica, resultando em reatores compactos, com volumes bastante inferiores aos digestores anaeróbios convencionais, mantendo o elevado grau de estabilização da matéria orgânica (METCALF & EDDY, 2003; CHERNICHARO, 2007).

Torna-se importante lembrar que, embora bastante eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável e de sólidos suspensos totais, a qualidade do efluente dos reatores anaeróbios geralmente não atende às normas ambientais, tornando-se necessário aplicar um pós-tratamento, o qual pode ser apontado como uma desvantagem do sistema (METCALF & EDDY, 2003; LATIF, 2011).

3.3 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo (UASB)

O reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), é uma das tecnologias de tratamento de esgotos mais bem sucedidos e mais utilizados, por apresentar fácil manutenção e baixo custo, especialmente em países de clima tropical ou subtropical. Um dos

principais atributos do UASB é a sua configuração que permite o crescimento de grande quantidade de biomassa ativa e possui elevada resistência mecânica, o que lhe proporciona alto tempo de retenção celular, podendo acomodar altas cargas orgânicas volumétricas e menor tempo de detenção hidráulica (LETTINGA *et al.*, 2004; CHERNICHARO, 2007).

No período de partida do reator UASB, ocorre à acumulação dos sólidos suspensos e crescimento bacteriano formando-se um leito de lodo concentrado acima do qual se encontra a manta de lodo. O sistema é misturado pelo movimento ascendente do fluxo de esgoto. A movimentação do lodo permite a sua floculação, formando uma camada de lodo com grânulos. Na parte superior do reator encontra-se um sistema separador trifásico: sólido, líquido e gás, que permite a retenção e retorno do lodo ao fundo do reator (CHERNICHARO, 2007).

Segundo Passig (2005), o uso dos sistemas anaeróbios no tratamento de águas residuárias, possibilita a produção de energia do biogás, além de requerer uma pequena área para sua implantação, sua construção é simples e permitem a utilização de nutrientes (nitrogênio e fósforo) após o tratamento em atividades agrícolas.

Os reatores UASB conseguiram grande difusão, sendo criadas novas configurações de reatores mais modernos aplicado no tratamento de esgotos domésticos e industriais. Apresenta geração de biogás, acrescido do separador trifásico interno, que permite a separação do biogás assim como a retenção dos sólidos permitindo a saída do efluente clarificado sendo esse é um diferencial tecnológico ligado a sua alta eficiência (LATIF, 2011).

As perspectivas atuais com base em experiências recentes nos tratamentos biológicos de águas residuárias apontam a necessidade de investimentos em alternativas de pós-tratamentos e de sistemas compactos unindo dois ou três tratamentos distintos, com o objetivo de garantir mais eficiência do metabolismo microbiano, com necessidade de pequenas áreas e produzindo efluentes de qualidade adequada aos padrões ambientais.

3.4 Filtros Anaeróbios

Os filtros anaeróbios são reatores onde não circula oxigênio molecular. São constituídos de uma camada de material suporte de natureza inerte, onde ocorre o crescimento e fixação dos microrganismos. A agregação de colônias de microrganismos sobre um suporte inerte é uma alternativa para manter maior quantidade de biomassa destinada à remoção de material carbonáceo.

Embora podem ser empregados como única fase de tratamento de águas residuais os filtros anaeróbios se ajustam melhor para o pós-tratamento, conferindo alta segurança

operacional e estabilidade na qualidade do efluente (CHERNICHARO, 2007). Pesquisas realizadas em sistemas constituídos de reator UASB seguido de filtro anaeróbio apontam reduções no custo e menores tempos de detenção hidráulica, com produção de um efluente de baixa concentração de sólidos e matéria orgânica (SILVA *et al.*, 2012).

Os filtros anaeróbios favorecem a imobilização e a aderência dos microrganismos, conseguido atingir um desempenho na remoção da matéria orgânica. No entanto, alguns fatores interferem na adesão da biomassa em reatores de leito fixo, tais como: formato, tamanho, porosidade, área específica e natureza do meio suporte (PASSIG *et al.*, 2005).

Os microrganismos crescem tanto nos espaços vazios quanto aderidos ao meio suporte dos filtros anaeróbios, onde formam biofilmes que propiciam alta retenção de biomassa. A estabilização da matéria orgânica consiste basicamente em um processo de contato, no qual a água residuária passa através da massa de sólidos biologicamente ativos onde o material orgânico é absorvido pelos microrganismos e metabolizado ou seja biodigerido, transformando pelos processos de digestão anaeróbia há conversão da matéria orgânica em produtos finais, especialmente metano e gás carbônico.

Nos filtros anaeróbios de escoamento ascendente, o líquido é distribuído através de um fundo falso ou de tubos perfurados e flui através do material de enchimento, sendo descarregado pelo topo e coletado por canaletas ou tubos perfurados. A opção por filtros de escoamento ascendente podem propiciar eficiência mais elevada e reduzida perda de sólidos, arrastados no efluente, porém apresenta maiores riscos de entupimentos dos interstícios (GONÇALVES, 2012), além de dificuldades construtivas e de manutenção.

A seleção do pós-tratamento depende da qualidade final desejada para o efluente, assim como das normas estabelecidas através de padrões de lançamento da legislação vigente, no que diz respeito ao aporte no meio ambiente. A utilização de um tratamento anaeróbio seguido de pós-tratamento propicia uma boa relação custo-benefício (ROELEVELD E ZEEMAN, 2006).

A camada de material suporte que compõem os filtros anaeróbios é o local onde ocorre a fixação dos microrganismos e o desenvolvimento dos biofilmes. Estes microrganismos podem se agregar na forma de grânulos e flocos. Biofilmes são descritos na literatura como microrganismos fixos em uma interface sólida pela ação entre a matriz de substâncias poliméricas extracelulares de origem microbiana (RAS *et al.*, 2011).

Um dos fatores limitantes para a utilização mais ampla dessa tecnologia tem sido o alto custo do material suporte, que na maioria dos casos é proporcional ao custo de construção do

filtro. Dessa forma, deve-se utilizar meio suporte de baixo custo, inerte e de textura adequada, a exemplo da esponja sintética de poliuretano (FANG *et al.*, 1995).

A estimulação da agregação de colônias de microrganismos em suporte inerte é a técnica indicada para manter maior quantidade de biomassa microbiana no reator e que está destinada à realizar os processos biológicos de degradação e da remoção de alguns poluentes. Algumas características tais como elevada área superficial, resistência à abrasão, leveza e superfície de aderência são exigidas na seleção do material suporte, o qual deve ser inerte e nunca de fácil biodegradável (SOUSA *et al.*, 2009).

3.5 Reator Anaeróbio Híbrido (RAH)

Reatores anaeróbios híbridos têm sido aplicados no tratamento de uma ampla variedade de águas residuais industriais, com elevadas cargas orgânicas, incluindo produtos lácteos, farmacêuticos, efluentes de matadouro, águas residuais oleosas e de mandioca usadas na produção do amido (TAWFIK & EL-KAMAH, 2012).

Um reator anaeróbio híbrido é qualquer reator originário da mistura de duas ou mais concepções de reatores anaeróbios. Um exemplo comum é a combinação de um reator UASB na parte inferior e um filtro anaeróbio na parte superior. Estes tipos de reatores possuem parte de seu volume preenchido com meio suporte que deve ser de materiais inertes, como espuma ou anéis de plásticos, com fins de retenção de biomassa microbiana (FERNANDEZ *et al.*, 2001).

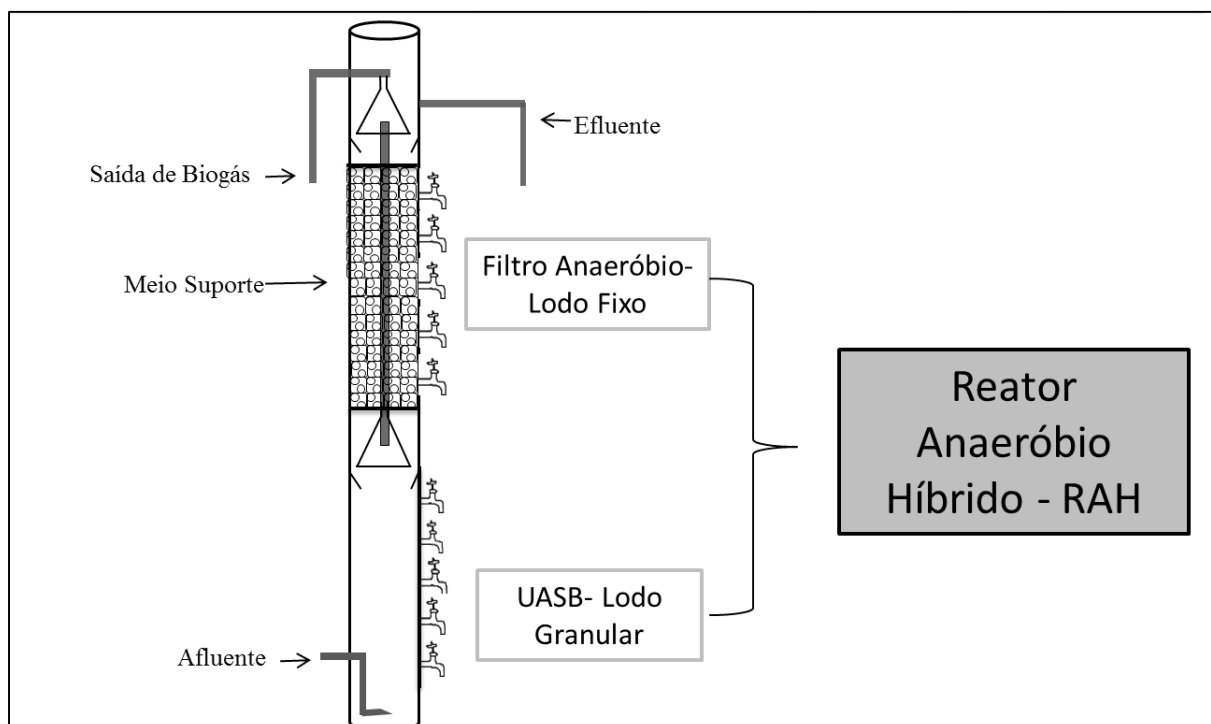
Os sistemas híbridos constituem uma tecnologia relativamente nova no tratamento de esgotos e tem alcançando aceitação mundial. Estes utilizam processos modernos combinando duas tecnologias para o tratamento de efluentes: a tecnologia dos reatores UASB e dos filtros anaeróbios, que pode ser opção preferencial no tratamento de diversos efluentes (ØDEGAARDE, 2006).

A configuração típica dos reatores anaeróbios híbridos (RAH) e a combinação de culturas livres e fixas no mesmo sistema de tratamento, servem para otimizar a depuração biológica dos esgotos agroindustriais e sanitários (MANNINA E VIVIANI, 2009).

O reator anaeróbio híbrido (RAH) procura combinar as vantagens do UASB e do filtro anaeróbio em um único reator e reduzir as desvantagens destes reatores quando funcionam separadamente. Procura-se uma configuração apropriada para acumular elevadas concentrações

de biomassa na parte inferior formado por lodo granular, onde parte do material carbonáceo é degradada. Acoplado ao UASB vem o filtro anaeróbio que realiza o polimento da DBO particulada no efluente que ocorre pela retenção física nos interstícios do material suporte e sua posterior digestão. A configuração híbrida busca obter vantagens como a redução de custos, com uma única unidade de tratamento de menor volume e menor área além de vantagens operacionais e de eficiência considerável (PASSIG, 2005). O esquema do sistema híbrido encontra-se na **Figura 1**.

Figura 1: Esquema do Reator Anaeróbio Híbrido - RAH.



Fonte: Próprio Autor

Várias vantagens podem ser atribuídas aos sistemas anaeróbios híbridos para o tratamento de águas residuárias, como a economia, considerando que as unidades de tratamento possuem menores volumes e menor quantidade de material suporte utilizada quando comparado a um filtro anaeróbio usado separado. Os RAH permitem remoção considerável da matéria orgânica presente nas águas residuárias, sem consumo de energia, com menor produção de lodo e possibilidade de utilização do biogás produzido, além de fácil manutenção. O uso do material suporte nos reatores híbridos garante a manutenção da população metanogênica ativa no

sistema, retém a biomassa granular e auxilia na separação dos gases e sólidos, o biofilme presente no material suporte garante uma remoção adicional de material orgânico (GOLÇALVES, 2012).

Mesmo que o uso dos sistemas híbridos seja vastamente recomendado, algumas desvantagens ainda são atribuídas aos mesmos, como a possibilidade de maus odores, problemas de corrosão das estruturas e a baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas. Outra limitação é o comatamento da camada suporte do reator pelo aumento do biofilme e altas concentrações de sólidos suspensos. Além disso, necessitam de uma fase de pós-tratamento dos efluentes, para atender os requisitos estabelecidos pela legislação ambiental de padrões para o lançamento em corpos hídricos e visando a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo (GOLÇALVES, 2012).

Efluentes de reatores anaeróbios ainda representam um risco real para a saúde e o meio ambiente podendo ocasionar poluição e degradação do corpo hídrico receptor, devido à elevada concentração de microrganismos patogênicos, nutrientes e material carbonáceo. Por isso é indicado que os reatores anaeróbios sejam combinados com tecnologias de pós-tratamento, com a finalidade de promover de gerar efluentes de acordo com os padrões da legislação ambiental (FORESTI *et al.*, 2006; KATO, 2001).

3.5.1 Produção de lodo em sistemas anaeróbios

Uma das grandes questões quando se trata de sistemas de tratamento de águas residuárias é a produção de lodo. A produção de lodo responde por cerca de 50% da carga orgânica afluyente aplicada e os custos com tratamento de lodo chega a custar 60% dos gastos da ETE.

De acordo com Metcalf & Eddy, (2003), a produção de lodo, em sistemas de tratamento biológico, é resultante da oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos afluentes, resultando no crescimento celular no interior do sistema. Normalmente esse crescimento da biomassa celular é representado pela concentração de sólidos suspensos voláteis. Segundo Chernicharo (2007), a produção de lodo pode ser calculada através da seguinte equação:

$$P_{\text{lodo}} = Y * CO_{\text{DQO}} \quad (1)$$

Y: coeficiente de sólidos no sistema (KgSST/KgDQO aplicada)

CO_{DQO} : carga orgânica afluyente média da DQO ($KgDQO_{aplicada}/dia$).

No tratamento anaeróbio de esgotos domésticos os valores de Y podem variar entre 0,1 a 0,2 $KgSST.Kg^{-1}DQO$ aplicada em sistemas anaeróbios.

3.6 Nitrificação

Na remoção biológica de nitrogênio por via oxidativa ocorrem processos sequenciados inicia-se com a amonificação, seguida de nitrificação e se os parâmetros operacionais estiverem controlados e o sistema bem operado, pode ocorrer posteriormente a desnitrificação.

Na amonificação, o nitrogênio orgânico é convertido biologicamente em nitrogênio amoniacal, sendo que na assimilação, o processo ocorre inverso (a amônia é incorporada à biomassa, principalmente nas proteínas e portanto na forma de nitrogênio orgânico). A um pH perto do neutro, o nitrogênio amoniacal terá, a forma ionizada amônio (NH_4^+). O processo de amonificação é rápido, e se inicia na rede coletora (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

O processo de nitrificação é a conversão da amônia ou amônio a nitrato pela ação de bactérias nitrificantes. Denomina-se nitrificação autotrófica ao processo que ocorre por ação de bactérias aeróbias, que utilizam o CO_2 como fonte de carbono e obtêm energia para sua assimilação e metabolismo da oxidação amônio a nitrato. A nitrificação ocorre em duas etapas consecutivas: nitritação e nitratação. Na nitritação a amônia é oxidada a nitrito e na nitratação o nitrito é oxidado a nitrato (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Na desnitrificação, o nitrato e o nitrito são reduzidos para nitrogênio molecular, tendo-se material orgânico como redutor e bactérias heterotróficas mediando o processo. O resultado dos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação é a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrogênio molecular, que se desprende como gás da fase líquida (VON SPERLING, 2002; PAGGA *et al.*, 2006).

Sistemas biológicos de tratamento de esgotos domésticos são capazes de remover nitrogênio através da nitrificação e posteriormente desnitrificação (PAGGA *et al.*, 2006). O processo de nitrificação, é decorrente da oxidação do nitrogênio amoniacal (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) com formação intermediária do nitrito (NO_2^-). Este processo é realizado por bactérias aeróbias autotróficas nitrificantes, as quais utilizam como fonte de carbono o CO_2 . No processo

de desnitrificação, em condições anóxicas, ocorre a redução de nitrato a nitrogênio molecular na forma gasosa (N₂) (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Existem diversos fatores que estão relacionados a nitrificação, Metcalf e Eddy (2003) citam o pH ótimo de 7,5 a 8,0, e destaca que fora dessa faixa o pH pode inibir a nitrificação.

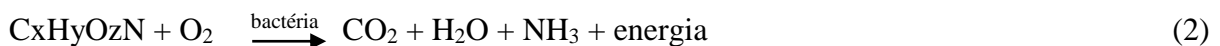
Outro fator importante na nitrificação é a alcalinidade, considerando que ocorre o consumo de 7,14 mgCaCO₃ para cada miligrama de amônia oxidada. A temperatura também tem influência considerável na velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes assim como nos seres vivos em geral por estar associada à velocidade das reações metabólicas dos microrganismos (BITTON, 2005). Em geral, considera-se a temperatura ótima para crescimento das bactérias nitrificantes a faixa de 25 a 36 °C.

3.7 Oxidação aeróbia e fotossíntese

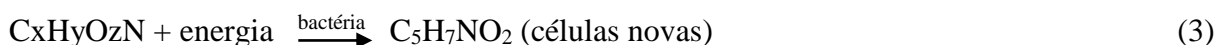
No processo de oxidação aeróbia, a matéria orgânica é degradada por bactérias heterotróficas aeróbias, convertendo-a em novas células bacterianas e compostos solúveis inorgânicos. As bactérias aeróbias necessitam de oxigênio para seu metabolismo e crescimento, e, quando presente em meio líquido, rapidamente consomem o oxigênio dissolvido. Prevalecendo a condição aeróbia, os produtos finais gerados pela biodegradação da matéria orgânica são o dióxido de carbono (CO₂), nitratos e fosfatos, que são nutrientes essenciais para o desenvolvimento das algas. O metabolismo bacteriano apresenta duas fases que ocorrem simultaneamente: catabolismo da decomposição da matéria orgânica para conseguir energia e anabolismo biossintese de novas células (CALIJURI, 2009; VAN HAANDEL & VAN DER LUBBE, 2012).

Equações para descrever estes processos catabolicos, anabolicos e autólise são citados por Metcalf & Eddy (2003) são mostradas de forma simplificada nas equações 2 ,3 e 4.

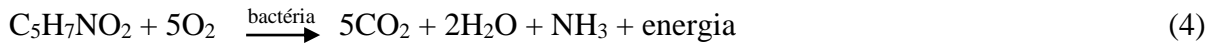
- Catabolismo;



- Anabolismo:



- Autólise (catabolismo aeróbio das próprias células):



O oxigênio demandado pelas bactérias é em sua maior parte suprido por reaeração superficial e é fornecido pela atividade fotossintética das algas, que se crescem naturalmente nas lagoas, quando há a disponibilidade de nutrientes e energia luminosa. À medida que as bactérias e outros microrganismos heterotróficos aeróbios metabolizam a matéria orgânica utilizando o oxigênio dissolvido como aceptor final de elétrons. Esse metabolismo aeróbio libera de gás carbônico no meio, que constitui a fonte de carbono para a fotossíntese das algas na elaboração de sua biomassa.

Dessa forma, as algas utilizam o gás carbônico como fonte de carbono liberados durante a metabolismo aeróbio, ou que estão no meio para síntese de seu material celular. A clorofila *a* permite a absorção de energia solar a qual facilita a fotólise da água, liberando oxigênio molecular e utilizando os elétrons na produção de energia molecular (ATP). As algas liberam oxigênio (O₂) ao e absorver a energia solar e quebrar a molécula de água, convertendo calor em energia química. O oxigênio liberado pela fotossíntese das algas é suficiente para, durante o dia, permitir a respiração dos organismos aeróbios. Além disso, as algas consomem o dióxido de carbono dissolvido na água elevando o pH desta durante as horas claras do dia (ESTEVEZ, 2011; CAVALCANTI, 2009).

Esse processo continua até se atingir um pH inibidor e a atividade fotossintética ser reduzido até que as condições de equilíbrio sejam restabelecidas. O valor de pH em um ambiente aquático iluminado, segue um ciclo diário aumentando com as horas de luz pela fotossíntese até um valor máximo que pode ser em torno de 10 e diminuindo nos períodos noturnos, quando predomina a respiração das algas. Nessas condições, com elevados valores de pH, podem ocorrer os seguintes fenômenos (MARA, 1975; GÓMEZ, 1995):

- Conversão da amônia ionizada (NH₄⁺) a amônia livre (NH₃), a qual é tóxica, mas tende a se liberar para a atmosfera
- Precipitação dos fosfatos, (remoção de nutrientes)
- Conversão do gás sulfídrico (H₂S), causa de mau cheiro a bissulfeto (HS⁻) inodoro.
- Morte de bactérias e outros microrganismo.

Segundo Cavalcanti (2009), o pH na lagoa também varia ao longo da profundidade e ao longo do dia. O pH depende da fotossíntese e da respiração: na fotossíntese há consumo de CO₂ onde o íon bicarbonato (HCO₃⁻) da água do esgoto tende a formar OH⁻ fazendo com que o pH se eleve. Já no processo de respiração, após as bactérias utilizarem o oxigênio ocorre a liberação de CO₂. Quando o íon bicarbonato (HCO₃⁻) do esgoto tende a formar H⁺ fazendo com que o pH

se reduza. O equilíbrio de pH em sistemas com algas é altamente dependente das taxas fotossintéticas, podendo atingir valores de pH iguais a 11 ao meio-dia, devido à conversão de íons H^+ (CRAGGS, 2003).

O fósforo presente nos esgotos é constituído de fósforo orgânico e fosfatos, sendo que o último representa a maioria. Para Nunes (2011) e Van Haandel e Lettinga (1994), os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são:

- Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final
- Precipitação de fosfatos em condições de elevado pH.

A remoção de fósforo mais significativa pode ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado. Em lagoas rasas a eficiência de remoção de fósforo pode aproximar-se a 90% (CAVALCANTI, 2009).

3.8 Reator com algas imobilizadas

Segundo Mallick (2002), existe grande número de técnicas para a imobilização de micro algas usando uma variedade de suportes naturais e sintéticos. A escolha do suporte, assim como a técnica depende da natureza do substrato e sua aplicação final. A aplicação de técnicas de imobilização de algas apresenta-se como uma importantes vantagens nos processos biológicos de tratamentos de águas residuárias, oferecendo eficiência significativa na remoção de nutrientes e no decaimento de coliformes termotolerantes. O principal método utilizado é o de encapsulamento ou armadilha onde são usados polímeros naturais ou sintéticos, sendo os polímeros naturais, menos estáveis. Os polímeros sintéticos apresentam maior resistência ao rompimento, todavia, a difusividade é maior em polímeros naturais, destacando-se que estes promovem menor interferência no metabolismo da célula imobilizada. Os seis grupos de métodos de imobilização de algas são: adsorção, floculação, ligação covalente, ligação cruzada, aprisionamento em membranas semipermeáveis e aprisionamento em gel.

Os materiais sintéticos são mais utilizados em experimentos envolvendo imobilização de células e entre eles destaca-se o uso do poliuretano. O crescimento celular é superior para células adsorvidos do que aquele medido para células aprisionadas. Muitos são os exemplos da capacidade do imobilizado de microalgas e cianobactérias para remover nutrientes de águas residuais e, portanto, servir como agentes para tratamento terciário de efluentes e constituem literatura farta (LUZ E. DE-BASHAN, 2010). Na **Tabela 1** encontra-se variedades de material suporte as espécies de microalgas que crescem e as suas respectivas referencias.

Tabela 1: Referencias do artigo que trata da remoção de nitrogênio e fósforo com algas imobilizadas

Poluentes	Material Imobilizante	Espécies de Microalgas e Cianobactérias	Referencias
Nitrogênio	Alginato	<i>Anabaena sp.</i> ; <i>Anabaena doliolum</i> ; <i>Clorella vulgaris</i> ; <i>C. sorokiniana</i> ; <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> ; <i>Isochrysis galbana</i> ; <i>Scenedesmus obliquus</i>	Chen (2003), de-Bashan et al. (2002a,b, 2004, 2008), Hernandez et al. (2009), Jeanfils et al. (1993), Jeanfils and Thomas (1986), Lee et al. (1995), Mallick and Rai (1993) and Vilchez and Vega (1994, 1995)
	Polivinil, Poliuretano ou espuma de polivinil	<i>Phormidium uncinatum</i> ; <i>Phormidium laminosum</i> ; <i>S. obliquus</i>	Gil and Serra (1993); Garbisu et al. (1991) and Urrutia et al. (1995)
	Papel-Filtro	<i>Trentepholia aurea</i>	Abe et al. (2003)
Fósforo	Alginato	<i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>C. sorokiniana</i> ; <i>C. emersonii</i>	Hernandez et al. (2006, 2009), Robinson (1995), Robinson et al. (1988, 1989) and Robinson and Wilkinson (1994)
Nitrogênio + Fósforo	Alginato	<i>Anabaena doliolum</i> ; <i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>Phormidium sp.</i> ; <i>Scenedesmus bicellularis</i> ; <i>Scenedesmus sp.</i> ; <i>S. obliquus</i> ; <i>Synechococcus elongates</i>	Aguilar-May and Sánchez-Saavedra (2009), de la Noüe and Proulx (1988a,b), Fierro et al. (2008), Kaya and
	Carrageenan	<i>Anabaena doliolum</i> ; <i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>C. kessleri</i> ; <i>Scenedesmus obliquus</i> ; <i>S. quadricauda</i> ; <i>S. acutus</i> ; <i>Spirulina maxima</i>	Cañizares et al. (1993, 1994), Chevalier and de la Noüe (1985a,b), Lau et al. (1997, 1998a,b), Mallick and Rai (1994) and Travieso et al. (1996)
	Quitosana	<i>Anabaena doliolum</i> ; <i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>Phormidium sp.</i> ; <i>Scenedesmus bicellularis</i> ; <i>Scenedesmus sp.</i> ; <i>S. obliquus</i> ; <i>Synechococcus elongates</i>	Aguilar-May and Sánchez-Saavedra (2009), de la Noüe and Proulx (1988a,b), Fierro et al. (2008), Kaya and
	Espuma de poliuretano de polivinilo e acetato de polivinilo-sulfato As fibras de celulose Micro e macro poroso tecido fibroso	<i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>C. kessleri</i> ; <i>Scenedesmus quadricauda</i> ; <i>Phormidium laminosum</i> ; <i>Chlorella vulgaris</i> ; <i>Scenedesmus rubescens</i>	Travieso et al. (1996) Sawayama et al. (1998) Shi et al. (2007)

Fonte: Adaptado de Luz E. de-Bashan, 2010.

Microalgas são microrganismos microscópicos, unicelulares, coloniais ou filamentosos que possuem clorofila e são fototróficos, ou seja usam CO₂ para produzir biomassa e liberar oxigênio na presença de uma fonte luminosa. As microalgas, quando em proliferação excessiva tornam-se a partir da água especialmente preocupante devido a potencialidade de produção e liberação de substâncias tóxicas ao meio, com graves consequências para o meio ambiente e à saúde pública (CARNEIRO, 2008).

O uso de microalgas na biotecnologia tem aumentado nos últimos anos. A utilização de células de algas imobilizadas nos processos de tratamento de águas residuárias tem sido uma boa alternativa para promover a remoção de macro nutrientes e de substâncias potencialmente perigosas como metais pesados, pois através de processos de bioquímicos conseguem remover parte destes poluentes (MORENO-GARRIDO, 2007).

No contexto do uso das microalgas para o tratamento de resíduos líquidos tem-se, como a grande dificuldade, a captação ou eliminação da população enorme microalgas desenvolvida na água após o tratamento. Isto envolve alto custo e demorada filtração e centrifugação, que não são técnicas aplicáveis para tratar efluentes de uma indústria com elevadas vazões diárias. Até agora, a imobilização parece ser uma das melhores técnicas para separar as microalgas de seu meio de cultura no tratamento terciário de efluentes com algas (OLGUÍN, 2003).

Muitos microrganismos (incluindo alguns grupos de microalgas) têm tendência natural para fixação em superfícies e crescer sobre elas, esta característica tem sido explorada afim de imobilizar células em suportes de diferentes tipos. Estudos com materiais adsorventes para imobilização pode ser fonte natural ou sintética. Com relação às fontes naturais, recentemente, têm sido feitos estudos envolvendo biomassa com esponjas Loofa que é um suporte fibroso do fruto de espécies diferentes do gênero *Luffa* (*L. cylindrica* - possível sinônimo: *L. aegyptiaca*, *L. operculata*, *L. acutangula*). A esponja é obtida de frutos secos, após a remoção do tecido pericarpo, este suporte não é tóxico, não reativo, barato, mecanicamente resistente e estável em culturas a longo prazo, contudo foi identificado um problema com a imobilização de algas envolvendo biomassa em esponja vegetal, que é a repetitividade, considerando que a estrutura do esqueleto das frutas varia de um local para outro na função de condições de cultura: cada esponja vegetal tem diferentes estrutura (MORENO-GARRIDO, 2007).

No caso de lagoas de estabilização, é importante destacar a alta eficiência na remoção de organismos patogênicos, sem a adição de produtos químicos, como no caso da cloração, a qual é questionável pela possibilidade de geração de subprodutos tóxicos como as cianotoxinas. As bactérias patogênicas, bem como os coliformes termotolerantes são destruídas em sistemas

biológicos, principalmente pela irradiação solar e alto pH. Isto ocorre através de vários mecanismos, tais como temperatura ambiental alta, luz ultravioleta, foto-oxidação, altos níveis de pH, lise e aderência produzida pela própria biomassa algal (PEARSON, 1987).

Segundo Olguín (2003) a imobilização se apresenta como uma das melhores técnicas para o tratamento terciário de efluentes usando algas, além disso, mostra-se rentável para separar as microalgas de meio líquido. A imobilização das algas é importante porque reduz o problema do crescimento da biomassa produzida por microalgas suspensa em águas residuárias que acabam por muitas vezes sendo lançadas nos corpos hídricos (VALDERRAMA, 2002).

3.9 Perfil de oxigênio dissolvido

A respirometria é uma ferramenta que permite medir o consumo de oxigênio por determinado tempo caracterizando a Taxa de Consumo de Oxigênio (TCO), exercida pelos microrganismos aeróbios, tanto heterotróficos quanto autotróficos nitrificantes. O equipamento também permite realizar o perfil de oxigênio dissolvido, utilizado o respirômetro do tipo aberto e semi-contínuo, denominado de Beluga modelo S32c, desenvolvido no Departamento de Engenharia Elétrica da Universidade Federal de Campina, com ele pode-se medir a concentração de OD e a temperatura durante um longo intervalo de tempo, tendo suporte para verificar o comportamento do OD e da temperatura no decorrer das horas e da insolação.

3.10 Produção algal

A radiação exerce influência em todos os processos ocorrentes em sistemas com algas como lagoas de altas taxas e no reator com algas imobilizadas. Na produção de biomassa algal, que por sua vez fornece oxigênio para o crescimento da biomassa de bactérias heterotróficas e, conseqüentemente, a degradação aeróbia da matéria orgânica. A radiação tem também papel na variação de temperatura, que influi diretamente no equilíbrios iônicos, no pH e na solubilidade de gases, como o oxigênio e o gás carbônico, essenciais para a dinâmica dos sistemas com algas bem como no metabolismo microbiano. Também dentro dos reatores.

GARCÍA *et al.* (2006) trabalhando com lagoa de alta taxa encontrou uma relação linear entre irradiância solar e produtividade de biomassa em termos de matéria seca. Contudo, entende-se que é necessário estudos mais detalhados sobre a relação de crescimento algal e a radiação.

Os sistemas que utiliza algas têm potencial para tratamento de água residuária e recuperação de energia, nutrientes e água. No entanto, ainda se deve avançar com pesquisas e aplicações em escala real para obter informações que possibilitem a otimização dos projetos e operação de tais sistemas para diferentes regiões do mundo, principalmente nas tropicais. Os processos ocorrentes nesses sistemas são controlados por diferentes fatores, tais como a radiação solar, o pH, a concentração de OD, a temperatura e as características do afluente (SANTIAGO, 2013).

Segundo Santiago (2013), existem deficiências nas informações a respeito do funcionamento desses sistemas em larga escala. Não se tem bem determinado como a radiação solar limita (ou não) o seu desempenho e a remoção de nutrientes e as informações sobre as possibilidades de variação das formas de nitrogênio. Geralmente, característica do efluente e condições climáticas são diferentes, mas serem fatores ligados com essas transformações ocorrem interferências nas conclusões dos estudos. Existe ainda a necessidade de entender melhor os fatores que controlam a manutenção de espécies predominantes de algas e a interação dos microrganismos (algas/bactérias).

As lagoas de alta taxa são potencialmente mais eficiente, por apresentarem alta produtividade de algas, proporcionada pela agitação da massa líquida, esta agitação provavelmente fornece maior acesso à luz a todas as algas, melhorando a produção de oxigênio fotossintético. O RAI também teve agitação realizada com bomba de aquário e paralelo a esta melhoria na produção de oxigênio fotossintético, as algas proporcionaram a elevação do pH, que afeta as reações químicas e as modificações biológicas dentro do ambiente aquático, promovendo a elevação da eficiência (DAS, 2011).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização do Sistema Experimental

O sistema experimental foi instalado e monitorado em uma área vinculada à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), onde estão localizadas as instalações da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande - PB ($7^{\circ} 14' 23''$ S e $35^{\circ} 53' 03''$ W e altitude de 503 m).

4.2 Esgoto Sanitário

O esgoto sanitário utilizado foi proveniente do Interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário da cidade de Campina Grande, operado pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA. Este transporta os esgotos sanitários da população de Campina Grande, passando pela EXTRABES. O esgoto era bombeado através de um conjunto moto-bomba do poço de captação para um tanque de armazenamento com capacidade de 200 litros.

4.3 Sistema Experimental

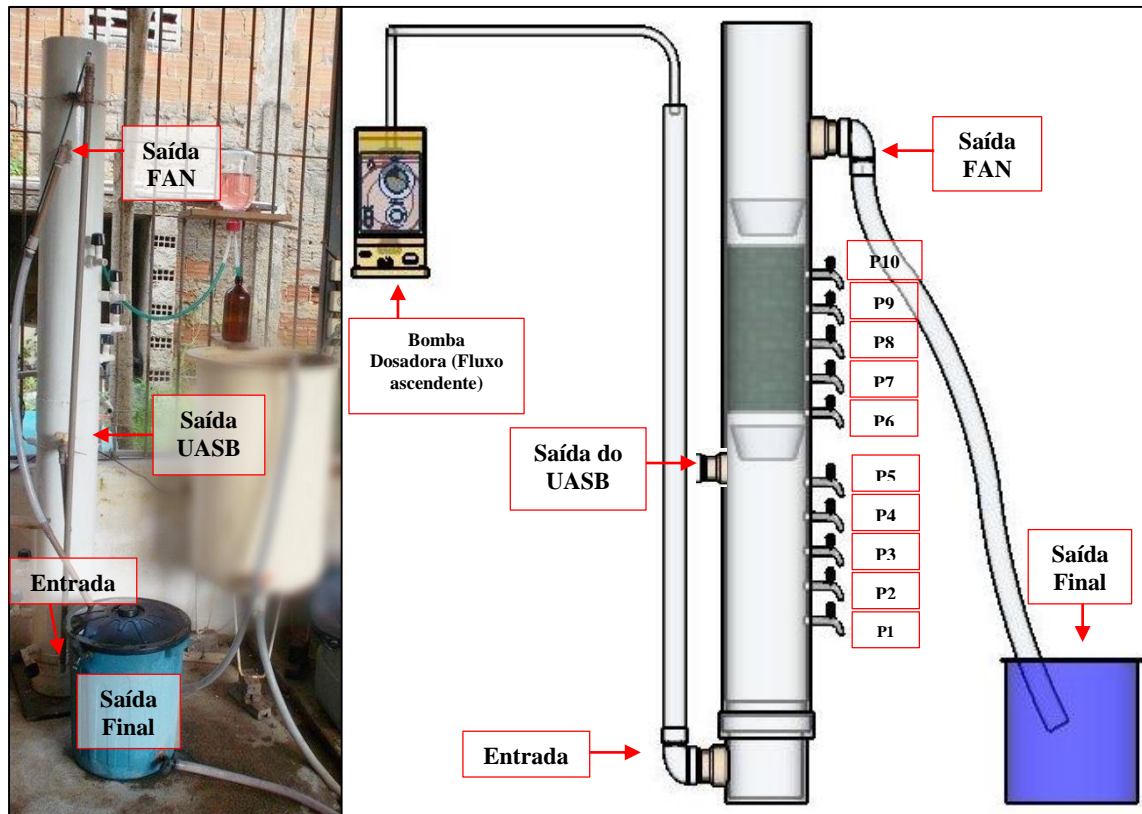
O sistema experimental foi constituído por duas unidades de tratamento: a primeira era um Reator Anaeróbio Híbrido – RAH, formado por um reator UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) acoplado ao Filtro Anaeróbio - FAN. A segunda unidade consistiu de um Reator com Algas Imobilizadas – RAI, com a finalidade de fazer o polimento do efluente do RAH. Ambos os reatores foram construídos em escala de laboratório. O reator anaeróbio híbrido foi alimentado com esgoto sanitário, o RAI foi alimentado com o efluente do RAH.

4.3.1 Reator Anaeróbio Híbrido – RAH

O Reator Anaeróbio Híbrido foi construído em tubos PVC com diâmetro de 0,2 m e altura de 2,0 m. A parte que compreendia o UASB tinha um volume útil de 27 litros e foi operado com um Tempo de Detenção Hidráulico - TDH de 6 horas, o filtro anaeróbio era conjugado ao UASB, tendo um volume de 25 litros e um TDH de 5,5 horas, o filtro era recheado com meio suporte que consistia cubos de esponja de poliuretano com aresta de 0,03 m e ocupavam 0,7 m da altura do filtro; este suporte apresenta volume de vazios de aproximadamente 97%. O volume total do RAH era 52 litros, operado com um TDH total de

11,5 horas tratando 108 litros por dia. Na **Figura 2** encontra-se a foto e um esquema da estrutura do sistema dimensionado e projetada em escala de bancada.

Figura 2: Reator Anaeróbio Híbrido – RAH



Fonte: Próprio autor.

A alimentação foi realizada com bomba dosadora que manteve o fluxo contínuo ascendente, adentrando a parte que correspondia ao reator UASB, havia uma torneira de saída no UASB pela qual era possível retirar amostras, a saída do efluente final tratado ocorria pela parte superior após o FAN, possibilitando avaliar o desempenho do reator nas diferentes seções. Da mesma forma foram alocadas dez torneiras usadas como pontos de amostragem possibilitando quantificar o crescimento do lodo disperso (UASB) e aderido (FAN) que compõem o RAH.

O inóculo utilizado na partida do sistema foi lodo anaeróbio, 6,5 litros de lodo com biomassa contendo as seguintes concentrações: 48 gST.L⁻¹ e 28 gSVT.L⁻¹ respectivamente. O lodo usado como inóculo foi proveniente de um reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

4.3.1.1 Meio suporte - RAH

O meio suporte utilizado para recheio do reator híbrido foi esponja de fibra sintética abrasiva que tinha função ser suporte para formação de biofilme microbiano. Essa esponja foi cortada em forma de cubos com arestas de 0,03 m e foi acomodado num sustentáculo perfurado com poros de diâmetro de 0,01 m (**Figura 3**). Foram inseridos 960 cubos de esponja no interior do reator. Essas esponjas foram usadas no recheio do filtro anaeróbico que tinha uma altura de 0,7 m.

Figura 3: Sustentáculo e esponjas sintética cortadas utilizadas como meio suporte no RAH.



Fonte: Próprio autor.

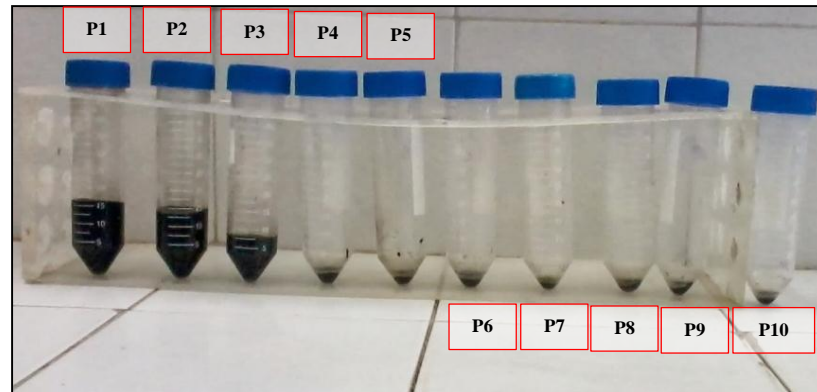
4.3.1.2 Perfil e produção de lodo

Ao longo do comprimento do RAH foram dispostas dez torneiras laterais para a coleta de amostras de lodo para realizar o perfil de lodo. Cinco torneiras estavam instaladas no UASB, onde predominou a formação de lodo disperso e as outras cinco torneiras se instalaram no FAN, com biomassa imobilizada.

Para avaliar o crescimento dos microrganismos na forma aderido e disperso, foram realizados testes de perfis de lodo, totalizando oito perfis com frequência mensal. Nesses perfis os sólidos totais foram quantificados a partir da análise gravimétrica seguindo o método analítico padrão da APHA, 2012. Para quantificação dos sólidos suspensos as amostras eram precedidas de centrifugação a 2.000 rpm durante 15 minutos, em seguida descartava-se o sobrenadante e considerava os sólidos no fundo do tubo de centrífuga como a fração de sólidos suspensos, após de ter as amostras centrifugadas se seguia com o procedimento padrão da análise.

Na **Figura 4** apresentam-se vários tubos de centrifuga com as amostras do perfil de lodo na ordem decrescente, sendo os primeiros cinco tubos referentes às amostras do UASB e os outros cinco referentes as amostras coletadas nas torneiras dispostas no FAN.

Figura 4: Tubos de centrifuga com as amostras do perfil de lodo.



Fonte: Próprio autor.

No decorrer dos oitos meses de operação não foi feito nenhum descarte de lodo das partes constituintes do RAH, com exceção do lodo tirado para as análises dos perfis. Para essas analises era utilizado aproximadamente 1 litro, sendo esse coletado 100 mililitros de cada uma das torneira.

A produção de lodo no RAH foi calculada a partir de uma estimativa da massa total, levando-se em consideração as concentrações dos sólidos totais e sólidos totais voláteis, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e o volume correspondente aos pontos das coletas. As amostras foram coletadas mensalmente, durante oito meses, nos pontos de coleta que estavam localizados ao longo da altura do reator, o qual tinha área de $0,0314\text{m}^2$ ($A=\pi D^2/4$) e operou durante um período experimental de 250 dias, com base nos dados obtidos foi possível determinar a massa de lodo, conforme a seguinte equação:

$$V_i = A \times H \quad (5)$$

V_i : volume de influência (m^3);

A : área (m^2);

H : altura de influência da camada de lodo, altura das torneiras (m).

Com os valores médios das concentrações de sólidos totais e voláteis (g/m^3) considerando o volume de influência, foram estimadas as massas de lodo no RAH durante o monitoramento do sistema experimental. No RAH foram considerados os dez pontos

distribuídos ao longo do reator, conforme dados apresentados na **Tabela 2** encontra-se os valores de altura e os volumes de influência para cada ponto analisado.

Tabela 2: Produção de lodo nos sistemas anaeróbios.

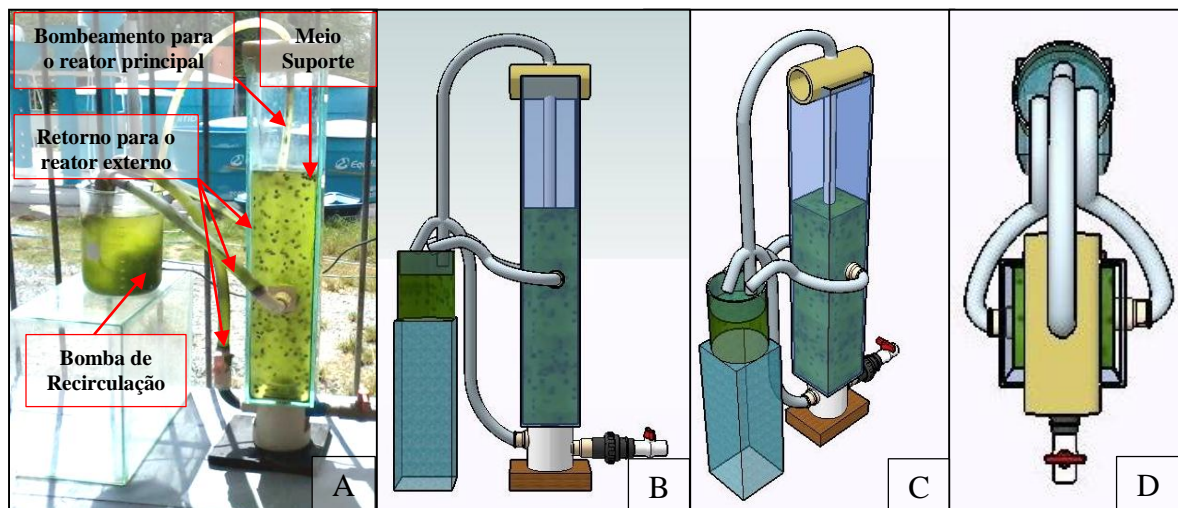
UASB		Filtro Anaeróbio - FAN	
Altura da manta de lodo (m)	Volume de influência (L)	Altura da manta de lodo (m)	Volume de influência (L)
0,15	4,71	0,15	4,71
0,10	3,14	0,10	3,14
0,10	3,14	0,10	3,14
0,10	3,14	0,10	3,14
0,40	12,60	0,35	11,00

Fonte: Próprio autor.

4.2.3 Reator de Algas Imobilizadas – RAI

O Reator com Algas Imobilizadas – RAI foi construído para promover o pós-tratamento em nível terciário do efluente produzido no Reator Anaeróbio Híbrido – RAH. O RAI possuía volume total de 6 litros, sendo 4 litros estavam contidos no reator principal que tinha o meio suporte e os 2 litros restantes estavam no reator externo (becker). Utilizou-se uma bomba de aquário no fundo do reator externo para promover a recirculação do líquido. Eram recirculados 5 litros de efluente por minuto. O RAI operou com características de *moving bed biofilm reactor* (Reator com biofilme de leito móvel). Na **Figura 5** encontra-se a foto do RAI seguido de esquemas com vista lateral, frontal e superior.

Figura 5: Foto do Reator de Algas Imobilizadas – RAI montado (A), esquemas das vistas lateral (B), frontal (C) e superior (D).



Fonte: Próprio autor.

4.3.2.1 Meio suporte do RAI

O meio suporte usado para imobilizar as microalgas foi a espuma de poliuretano, cortadas em cubos apresentando em média 0,5cm de aresta. Foram aproximadamente 70 unidade de cubinhos de poliuretano para cada grama de suporte usado. Foi utilizado uma grama de suporte por litro de reator portanto se utilizou 6g de meio suporte de esponja de poliuretano cortado no sistema. A **Figura 6** encontra-se a espuma cortada em cubos.

Figura 6: Esponja sintética de poliuretano e poliuretano cortada, usada como meio suporte do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Fases de operação do RAI:

O RAI foi instalado em um galpão com teto que não permitia a entrada de luz de cima, entrando apenas pelas laterais, foi operado com TDH de 6 dias em três fases distintas.

4.3.2.2 Primeira Fase:

A primeira fase foi caracterizada por pouca insolação diária, considerando que a localização do RAI dentro do galpão nessa fase não possibilitava receber mais insolação, temperatura variando 22,4-30,2 °C.

4.3.2.3 Segunda Fase:

Na segunda fase experimental foi adicionado sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ no esgoto com a finalidade de testar a capacidade do reator quanto ao aumento da carga de nitrogênio, temperatura variando 21,2-32,1°C.

4.3.2.4 Terceira Fase:

Na terceira fase foi suspensa a adição do sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ testado na fase anterior, nessa fase foi trocada a localização do reator dentro do próprio galpão, para uma área mais iluminada, essa mudança promoveu maiores taxas de fotossíntese e conseqüentemente melhor desempenho do sistema, temperatura variando 20,4-33,3 °C.

4.3.2.5 Quantificação da biomassa algal

A quantificação da biomassa fitoplanctônica foi realizada em intervalos de quinze dias, por meio de uma limpeza manual, na qual era separada a biomassa agregada nas paredes e no meio suporte concentrado em um litro, em seguida eram feitas as determinações das frações sólidos a partir da análise gravimétrica seguindo o método analítico padrão (APHA, 2012). Além das análises de sólidos foram realizadas análises de concentração de clorofila *a*. Foi testado o funcionamento de um reator de crescimento de algas livres (sem meio suporte). As análises de clorofila *a* foram comparadas entre o RAI e do reator com algas de crescimento livre - RAL, permitindo observar se o poliuretano se comportou como um meio suporte adequado para imobilizar algas.

4.3.2.6 Perfil de oxigênio - Respirômetria

A respirômetria é uma técnica muito utilizada para controle de operações de tratamento de águas residuárias. Utilizou-se o respirômetro Beluga, do tipo aberto e de forma semi-contínua, sendo esse controlado pelo meio do software S32c que acompanha o equipamento.

O principal objetivo era acompanhar a desempenho do sistema, além de estabelecer o perfil de oxigênio, no intuito de verificar as concentrações de oxigênio dissolvido produzido pela fotossíntese. O respirômetro, a partir da variação da concentração de OD com o tempo e com os registros de temperatura dava suporte para traçar o perfil de oxigênio, dado esse de grande importância e relacionado diretamente com as taxas fotossintéticas. Na **Figura 7** encontra-se a fotografia do respirômetro indicando-se os elementos que o compõem.

Figura 7: Perfil de oxigênio dissolvido no RAI.



Fonte: Próprio autor.

O procedimento utilizado durante os testes consistia em:

O teste era realizado *in loco* no RAI, onde o eletrodo de oxigênio e de temperatura eram colocados no reator principal onde estavam as esponjas de poliuretano (meio suporte). No decorrer do teste os gráficos com o comportamento do oxigênio dissolvido eram gerados, na forma de uma imagem na tela do computador (respirograma) pela aplicação do software S32c ligado ao respirômetro. Em planilha eletrônica Excel ficavam armazenados os dados de temperatura e OD a cada 30 segundos, dando suporte para posterior cálculos. Em intervalos de uma hora, durante sete horas eram retiradas alíquotas de 100 ml do RAI, para análises de pH, alcalinidade, DQO, amônia, nitrito, nitrato e ortofosfato.

4.5 Análises Físico-Químicas e Microbiológicas

Os parâmetros investigados são apresentados na **Tabela 3**.

Tabela 3: Parâmetros físico, químicos e microbiológicos.

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
*DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA <i>et al.</i> (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Temperatura (°C)	-	2550 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade HCO ₃ ⁻ (mg. HCO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Alcalinidade AGV(mg.L ⁻¹)	Kapp	BUCHAUER (1998)
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER <i>et al.</i> (1975)
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO ₂ B. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Amônia (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH ₃ / APHA <i>et al.</i> (2012)
*NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Semi-Macro Kjeldahl	4500-NTK / APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Ácido Ascórbico	4500-P E./ APHA <i>et al.</i> (2012)
*SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSV (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)
*SSF (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 E. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Clorofila “a” (µg.L ⁻¹)	Espectofotometria	1200-H 2/ APHA <i>et al.</i> (2012)
Oxigênio dissolvido (mgO ₂ .L ⁻¹)	Oximétrico	4500 B. / APHA <i>et al.</i> (2012)
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	Membrana de filtração	9221B / APHA <i>et al.</i> (2012)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; N-NH₄⁺ – Nitrogênio Amoniacal; NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos.

Fonte: Próprio autor.

Os parâmetros físicos e químicos analisados durante parte experimental, assim como a frequência de execução, estão apresentados na **Tabela 4**.

Tabela 4: Frequência de análise dos parâmetros físicos e químicos e microbiológicos avaliados

Parâmetros	Frequência			
	<i>Esgoto</i>	<i>UASB</i>	<i>Filtro Anaeróbio</i>	<i>Reator com Algas Imobilizadas</i>
*DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
pH	Semanal	Semanal	Semanal	Diária
Temperatura (°C)	Semanal	Semanal	Semanal	Diária
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Alcalinidade HCO ₃ ⁻ (mg. HCO ₃ L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Alcalinidade AGV(mg.L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	-	-	-	Semanal
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	-	-	-	Semanal
Amônia (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
*NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
Fósforo e Frações (mg.L ⁻¹)	Quinzenal	Quinzenal	Quinzenal	Semanal
*SST (mg.L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
*SSV (mg.L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
*SSF (mg.L ⁻¹)	Semanal	Semanal	Semanal	Semanal
Clorofila “a” (µg.L ⁻¹)	-	-	-	Semanal
Oxigênio dissolvido (mgO ₂ .L ⁻¹)	-	-	-	Aleatório
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	Semanal	-	Semanal	Semanal

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; NTK– Nitrogênio Total Kjeldahl; pH – Potencial Hidrogeniônico; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos.

Fonte: Próprio autor.

4.6 Análise Estatística

Foram calculadas medidas de tendência central (média aritmética) e medidas de dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

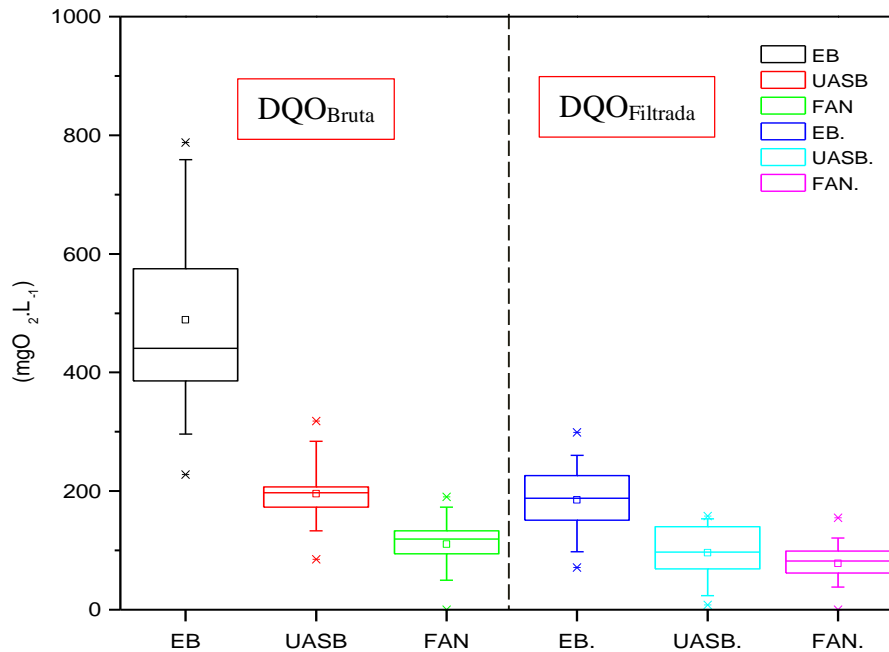
5.1 Desempenho do reator anaeróbio híbrido – RAH

Nesse tópico serão apresentados e discutidos os resultados obtidos no desempenho do RAH na remoção de material carbonáceo e de sólidos totais e suspensos, assim como o comportamento do pH e alcalinidade e perfil de crescimento de lodo.

5.1.1 Material Carbonáceo

Na **Figura 8** encontram-se os resultados da DQO bruta e filtrada para o Esgoto Bruto – EB (esgoto sanitário), para o ponto de coleta do UASB e Filtro Anaeróbio – FAN. O gráfico foi plotados usando 34 dados para esse parâmetro, coletados com frequência semanal. Pode-se observar que o esgoto bruto se apresentou muito inconstante em suas concentrações de material carbonáceo apesar da constante agitação, essas variações estão associadas em partes à sedimentação do esgoto na caixa de alimentação. A concentração média de DQO total foi de $490 \pm 154 \text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, valor próximo ao considerando como esgoto doméstico médio (METCALF & EDDY, 2003).

Observa-se no período de operação que nas partes constituintes do RAH (UASB+ FAN), apresentaram boa eficiência na remoção de matéria orgânica. A adição do inóculo na partida do reator possibilitou a constante eficiência e a obtenção de dados com pouca variação, atribuída à presença de população bacteriana desde o início da operação para a realização dos processos necessários à digestão anaeróbia (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Figura 8: Comportamento de material carbonáceo no RAH.

Fonte: Próprio autor.

As análises de DQO afluente e efluente foram realizadas semanalmente, visando acompanhar a estabilidade do RAH. Foi feita uma avaliação quanto à eficiência de remoção frente às cargas que cada parte que do reator (UASB+FAN) recebiam separadamente.

A eficiência do RAH foi calculada a partir da concentração de material carbonáceo afluente e efluente. Os efluentes do UASB e do FAN, foram analisados separadamente para verificar se o FAN sobreposto após o UASB conseguiria potencializar o desempenho do reator. Os resultados mostraram remoção de 60% do material carbonáceo no UASB e de 43% no FAN, essa remoção no FAN refere-se à carga que o mesmo recebia sendo essa advinda do efluente do UASB que já se encontrava digerida com cargas de material carbonáceo reduzidas. Dessa forma, considerando a DQO de entrada (EB), o FAN atingiu remoção de 17%, que totaliza uma remoção de 77% no RAH. Para sistemas anaeróbios essa remoção é bastante significativa.

A concentração de DQO no efluente do FAN apresentou pequenas variações com uma DQO média de $114 \pm 36 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, pode-se considerar esse material remanescente como uma DQO recalcitrante de difícil degradação por digestão anaeróbia. Pimenta (2005) tratando esgoto sanitário em reator híbrido com tempo de detenção hidráulica em torno de 10 horas, obteve valor efluente com DQO média de $108 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

Quanto as remoções da DQO filtrada o reator UASB conseguiu remover 48%, apresentando concentrações de $96 \pm 44 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto o FAN produziu efluente com

concentração média $80 \pm 29 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, com eficiência adicional de 9%, totalizando uma remoção de DQO filtrada de 57%. O FAN apresenta pouca variação de eficiência, pois a aderência do biofilme ao meio suporte permitiu uma maior estabilidade da biomassa.

5.1.2 Sólidos Totais e Suspensos

Nas **Figura 9 e 10** são apresentados os resultados do desempenho do RAH na remoção de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Voláteis (STV), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), para o Esgoto Bruto – EB, afluentes e efluentes do UASB e Filtro Anaeróbio – FAN.

A remoção de sólidos totais foi baixa, em torno de 21%, estando distribuída em 16% no UASB e 5% no FAN. Uma explicação para essa baixa remoção é que as maiores frações dos sólidos de efluentes anaeróbios correspondem a sólidos fixos. Os sólidos totais voláteis tiveram remoção de 38%, sendo 21% no UASB e 17% no FAN.

A eficiência do reator híbrido na remoção dos sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis mostrou-se elevadas atingindo 88%, para ambas as frações. O EB apresentou concentrações de $179 \pm 76 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$ e $146 \pm 74 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$. O UASB removeu 63% de SST e 66% de SSV, essa eficiência é referente a concentrações médias $67 \pm 37 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$ e $49 \pm 31 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$. O FAN apresentou as seguintes concentrações de sólidos no efluente, $22 \pm 12 \text{ mgSST} \cdot \text{L}^{-1}$ e $17 \pm 10 \text{ mgSSV} \cdot \text{L}^{-1}$, as remoções no filtro anaeróbio foram de 25% de SST e de 22% SSV.

Figura 9: Comportamento dos sólidos totais e dos sólidos totais voláteis no RAH.

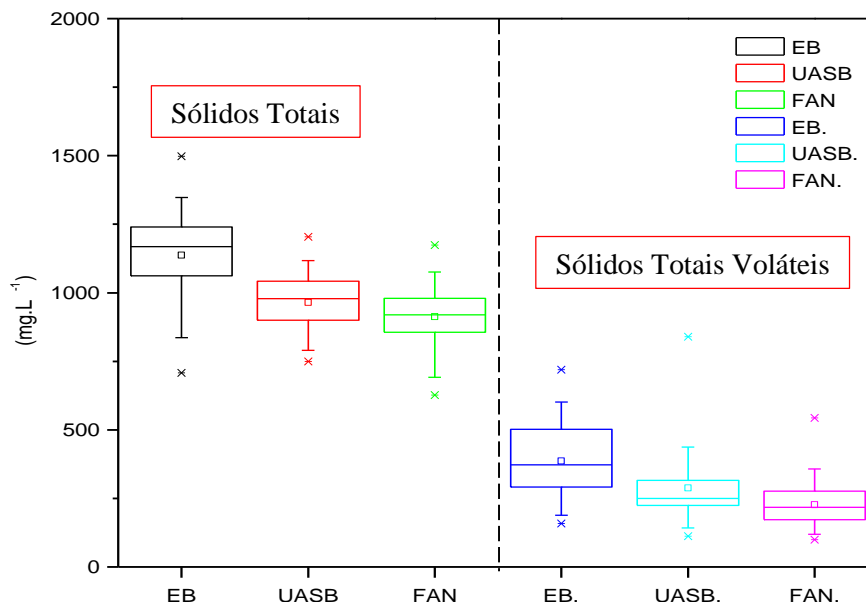
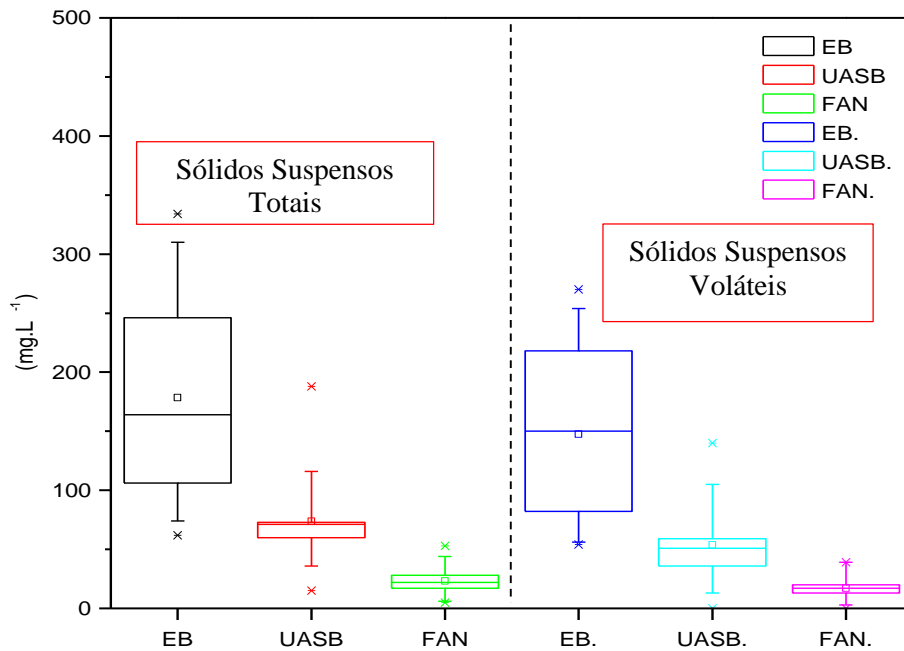


Figura 10: Comportamento dos sólidos suspensos totais e dos sólidos suspensos voláteis no RAH.



Fonte: Próprio autor.

Utilizando reator UASB no tratamento de esgoto doméstico, Silva *et al.*, (2012) encontraram concentrações de SS de $230 \pm 86 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente, a remoções foi em torno de 61% de SS, produzindo efluente com concentrações de $88 \pm 26 \text{ mgSS.L}^{-1}$. Resultados similares foram encontrados nesta pesquisa, conforme Figura 10.

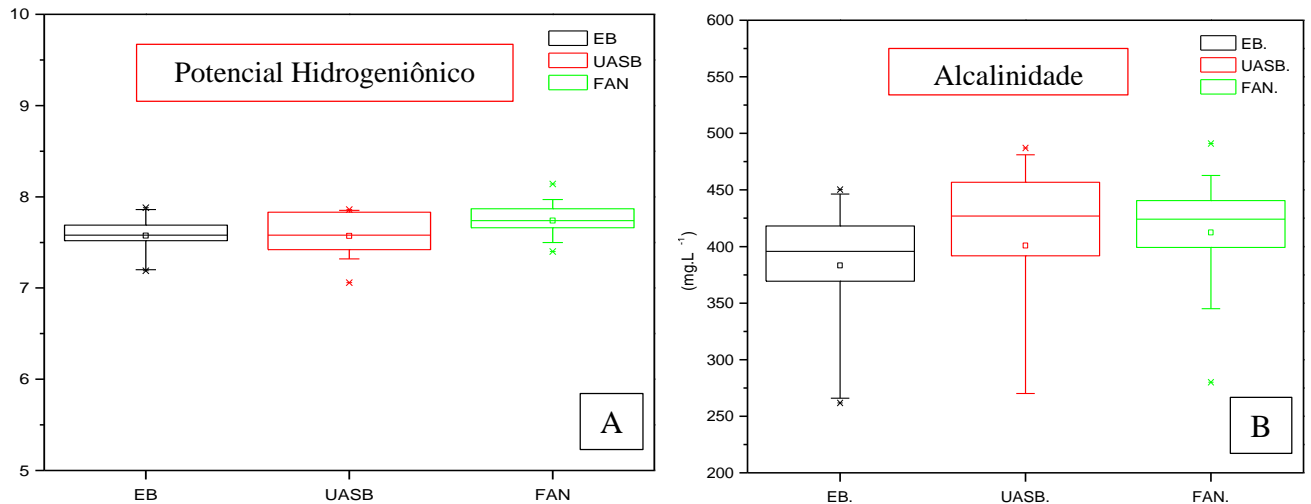
Tawfik *et al.*, (2012), trabalhando trabalharam com reator anaeróbio híbrido tratando efluentes da indústria de sucos de frutas conseguiriam remoção de SST média de 56,4%. Gonçalves (2012), monitorando reator anaeróbio híbrido obteve concentrações efluente de $17 \pm 13 \text{ mgSSV.L}^{-1}$ no tratamento de águas residuárias da suinocultura. A partir desses resultados pode-se considerar o RAH como uma boa tecnologia para remover sólidos em suspensão. Pimenta *et al.*, (2005) utilizaram reator anaeróbio híbrido tratando esgoto sanitário e o efluente produzido pelo reator, continha valores abaixo de 30 mgSSV.L^{-1} , valores idênticos aos encontrados na presente pesquisa no efluente do reator híbrido que foi $22 \pm 12 \text{ mgSST.L}^{-1}$ e $17 \pm 10 \text{ mgSSV.L}^{-1}$.

5.1.3 pH e Alcalinidade

Esses fatores são interligados por uma relação importante, de modo a manter o bom funcionamento dos processos de conversão anaeróbia, garantindo situação propícia aos

microrganismos responsáveis pelos processos de digestão. O controle de pH objetiva principalmente a eliminação do risco de inibição dos microrganismos metanogênicos. Na **Figura 11** são apresentados os resultados do comportamento do pH e da alcalinidade, durante o período experimental.

Figura 11: Comportamento do pH (A) e da Alcalinidade no RAH (B).



Fonte: Próprio autor.

A verificação do pH é tão importante quanto a de alcalinidade no acompanhamento de sistemas anaeróbios, sendo que as reduções nos valores do pH, ainda que sutis, implicam no consumo de alcalinidade, diminuindo desta forma a capacidade de tamponamento do meio. Na digestão anaeróbia, o íon bicarbonato (HCO_3^-) é a espécie mais importante que contribui para a alcalinidade (PEREIRA *et al.*, 2009).

A alcalinidade na digestão anaeróbia auxilia o equilíbrio do sistema, conferindo capacidade tampão ao meio, apesar da produção dos ácidos graxos voláteis decorrentes da hidrólise e acidogênese. Caso não haja concentração de alcalinizante suficiente, o pH pode diminuir a níveis tais de modo a inibir o processo de digestão anaeróbia. O processo dependente da alcalinidade e AGV é dinâmico, de modo que é preciso uma interação entre as quantidades de AGV produzidos, bem como de alcalinidade suficiente para neutralizar esses AGV.

Van Haandel e Lettinga (1994) confirmam que a atividade metanogênica ocorre em uma faixa de pH entre 6,3 a 7,8. Essas afirmações demonstram que os valores de pH nos efluentes do UASB e FAN mantiveram-se dentro da faixa recomendada para favorecer o crescimento dos microrganismos metanogênicos, não sendo um fator inibitório para o processo de digestão

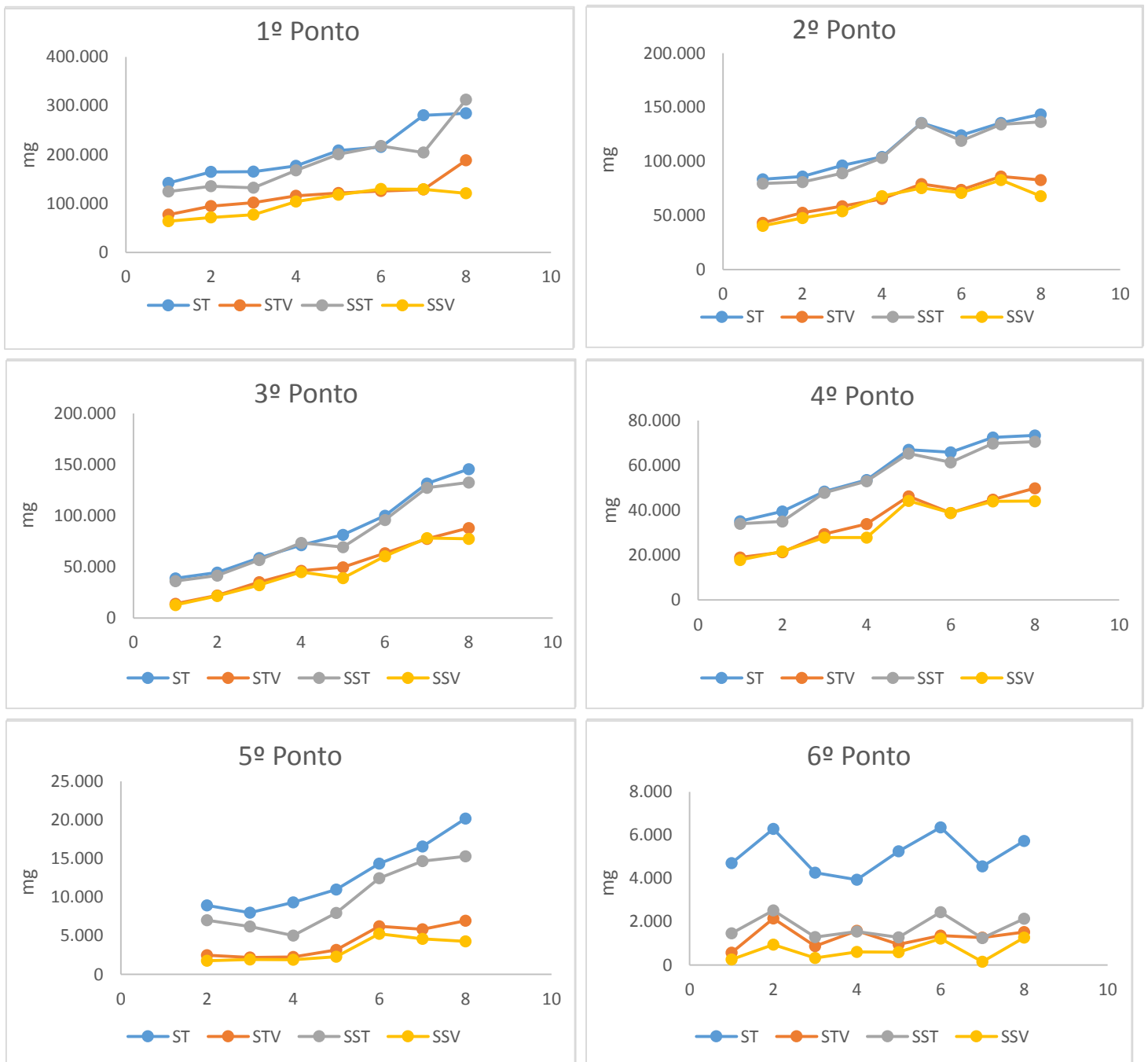
anaeróbia. Além disso, como houve tendência sensível ao aumento do pH no efluente do FAN, pode-se afirmar que esse aumento deve-se a geração de alcalinidade bicarbonato. Valores acima de 8,3 e inferiores a 6,0 podem ser prejudiciais às arqueas metanogênicas, devendo ser evitados, considerando que a disponibilidade de alcalinidade no meio é essencial para neutralizar os ácidos gerados na digestão anaeróbia e tamponar o meio, caso ocorra acúmulo de ácidos voláteis (CAMPOS *et al*, 2006; CHERNICHARO, 2007).

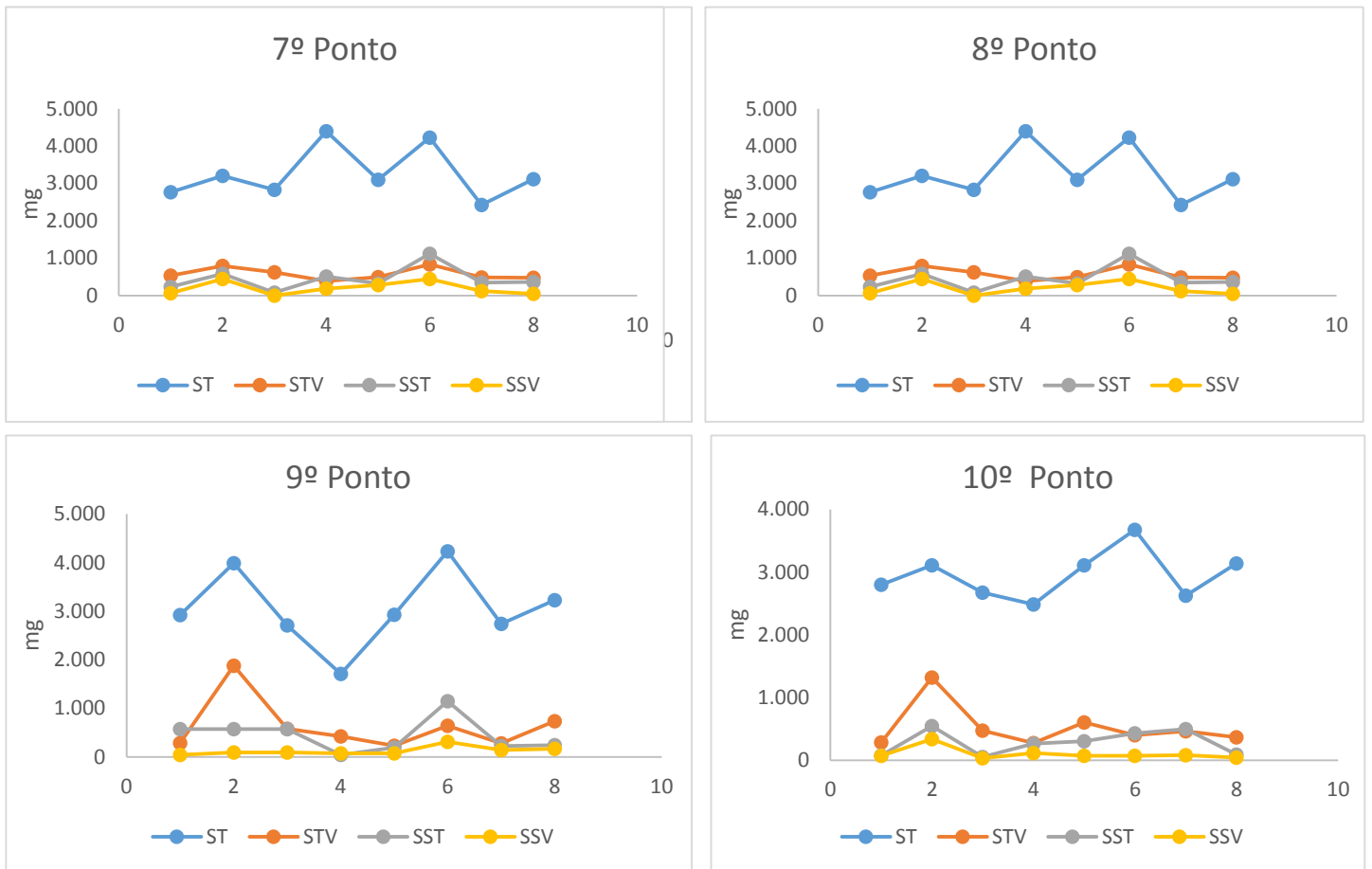
Conforme a **Figura 11A** a alcalinidade total do EB manteve-se com média de $363\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, e os efluentes do UASB e FAN mantiveram-se com médias de 394 e $391\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. Esses resultados indicam que houve produção de alcalinidade total no efluente dos sistemas anaeróbios. Essa produção é importante para a estabilidade operacional dos sistemas, uma vez que evita que o pH sofra variações bruscas. Van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que este aumento da alcalinidade acontece devido ao processo de amonificação, cada mol de amônia amonificado produz 50g de alcalinidade.

5.1.4 Perfil de lodo

Na **Figura 12** encontram-se os resultados das massas medidas nos oito perfis de lodo para cada ponto de amostragem, vale ressaltar que os primeiros cinco pontos são referentes a parte que compreendia o UASB e os cinco seguintes a parte que compreendia o FAN.

Figura 12: Comportamento dos perfis de lodo em cada ponto de coletado no RAH.





Fonte: Próprio autor.

Observa-se na **Figura 12** que os cinco primeiros pontos de amostragem o lodo cresceu de forma gradual e relativamente constante para todas as frações de sólidos que representa a biomassa anaeróbia presentes no sistema, esses primeiros cinco pontos são referentes ao reator UASB. Os demais pontos, do 6º ao 10º são referentes aos pontos de amostragem no FAN, este apresentou dados com comportamento diferenciado do reator UASB, por apresentar menores valores nas frações de sólidos, justificável pelo lodo imobilizado que caracteriza o filtro anaeróbio fazendo com que os dados apresentem variações, não se mostrou linear quanto ao crescimento de lodo como pode ser observado nos pontos que compõe o UASB, vale ressaltar que os dados são referentes as massas de lodo considerando apenas o volume de influência para cada ponto. A melhor descrição dos procedimentos dos testes encontram-se na metodologia no item **4.3.2 Perfil e produção de lodo**.

5.2 Desempenho do Reator com Algas Imobilizadas – RAI para as três fases:

Na **Tabela 5** são apresentados os dados operacionais das três fases durante o tempo de monitoramento do RAI, como o período operacional que compõem cada fase, as temperaturas externa (do meio ambiente, referente a médias de temperatura diárias), temperatura do laboratório onde se encontrava o RAI instalado, temperatura do líquido (medida *in loco*), dados de pH que eram monitorados diariamente e de alcalinidade que eram analisados semanalmente.

Tabela 5: Dados operacionais para as três fases do RAI.

	<i>Período Operacional</i>	<i>T°C Externa</i>	<i>T°C Galpão</i>	<i>T°C Líquido</i>	<i>pH</i>	<i>Alc. Total (mgCaCO₃L⁻¹)</i>
<i>1ª Fase</i>	80 dias	25,3	23,7	23,3	7,9	138
<i>2ª Fase</i>	40 dias	25,8	25,6	25,2	6,0	50
<i>3ª Fase</i>	40 dias	28,2	23,8	27,2	10,5	174

Fonte: Próprio autor.

Esses dados possibilitam melhor compreensão dos processos predominantes nas diferentes fases de operação do RAI, os fatores ambientais estão diretamente relacionados com o desempenho do sistema e com os mecanismos de remoção dos poluentes presentes.

5.2.1 Material carbonáceo

O comportamento do material carbonáceo nas três fases de operação do RAI é apresentado nas **Figuras 13, 14 e 15**. Os resultados são referentes ao efluente do reator anaeróbio híbrido, na sua totalidade (UASB + FAN) e aos dados do efluente do RAI para cada respectiva fase.

Figura 13: Comportamento do material carbonáceo primeira fase de operação do RAI.

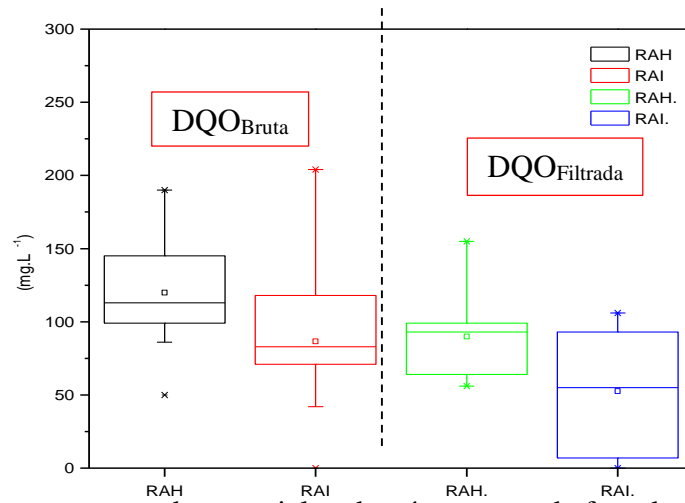
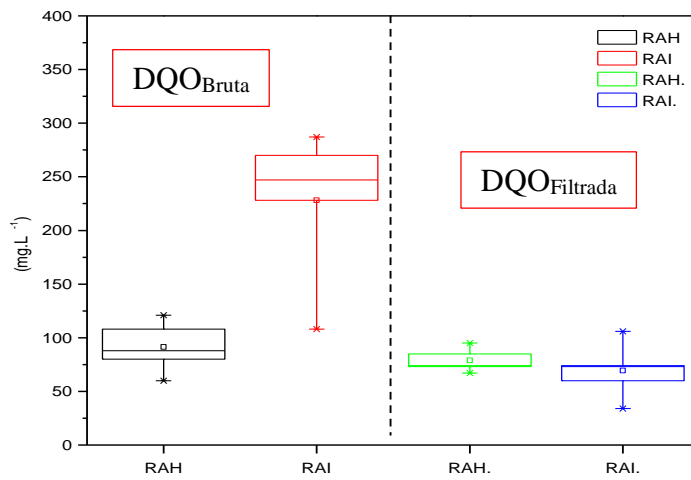
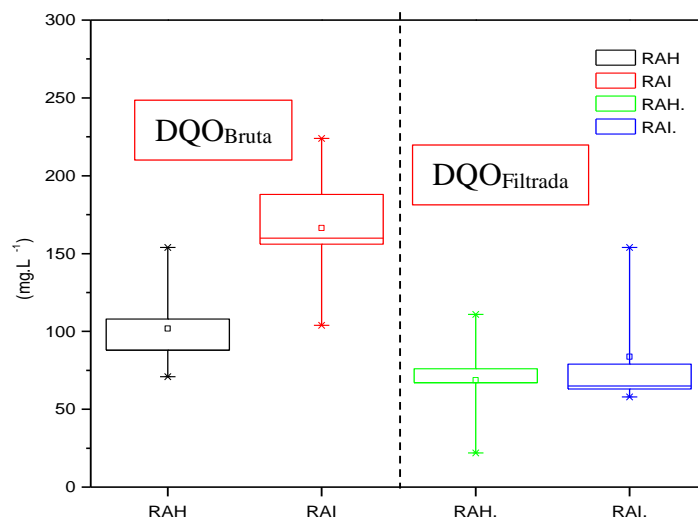


Figura 14: Comportamento do material carbonáceo segunda fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Figura 15: Comportamento do material carbonáceo terceira fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Na primeira fase de operação do RAI observou-se uma remoção de DQO bruta de 27% em relação ao efluente do RAH que já se apresentava com baixas cargas orgânicas (**Figura 16**). Na segunda e terceira fases de operação os valores da DQO bruta e filtrada foram superiores ao afluente, esse acréscimo de DQO se dá pelas algas presentes no efluente.

O valor da DQO afluente (efluente do FAN) no RAI durante o período em estudo, manteve-se com a média de 114 mg.L⁻¹ variando entre a concentração de 46-190mg.L⁻¹. Esta variação observada nos valores da DQO efluente do reator anaeróbico foi devido ao efeito de diluição provocado pelas chuvas, entretanto o valor médio de concentração de DQO pode ser considerado usual para efluente de reatores anaeróbicos.

Os resultados obtidos nas condições operacionais na segunda e terceira fase de operação, indicaram valores de eficiência de remoção de DQO total negativos, ou seja, a concentração média de matéria orgânica efluente do RAI apresentou valores superiores ao efluente proveniente do reator anaeróbico podendo ser observado nas **Figuras 17 e 18**.

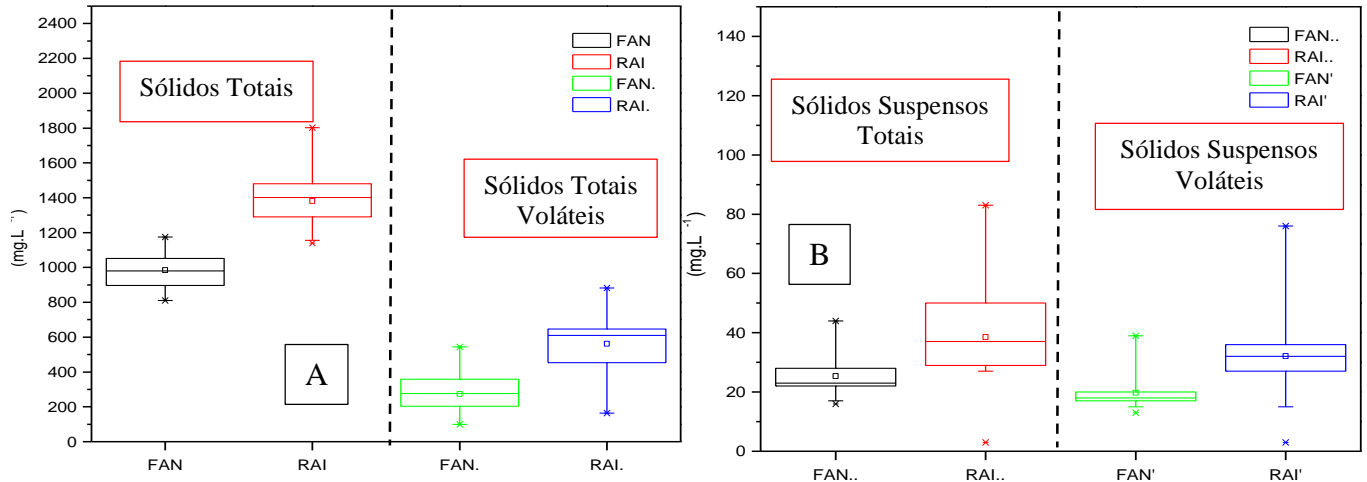
As concentrações relativamente altas de DQO total no efluente final do RAI foram atribuídas em grande parte à presença de algas, este aumento pode ser explicado devido a elevada taxa de multiplicação celular, $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Novas células} + \text{O}_2$ (Catunda *et al.*, 1994).

Esta equação mostra de forma resumida que a produção de oxigênio, necessariamente é acompanhada pela produção de novas células de algas (DQO). A equação resumida não leva em consideração a fração referente aos nutrientes necessários para a síntese celular. Mara e Pearson (1986), afirmam que 70 a 90% dos sólidos suspensos presentes no efluente de lagoas é devido as células de algas.

5.2.2 Sólidos Totais e Suspensos

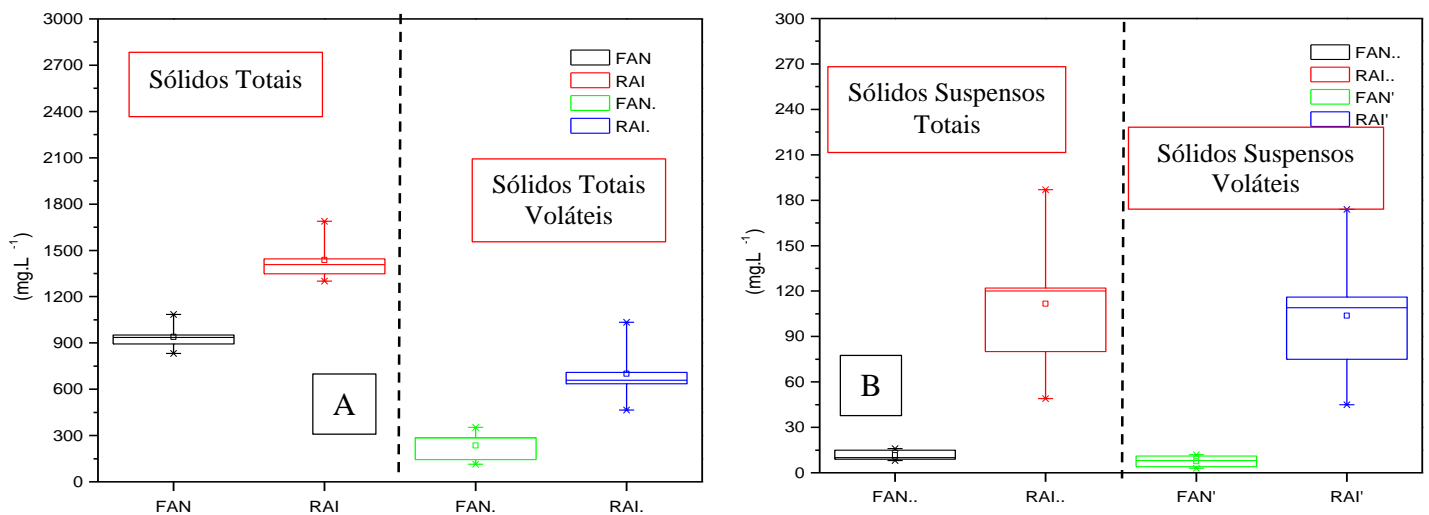
Neste trabalho, observou-se que as concentrações de que todas as frações de sólidos aumentaram no efluente nas três fases de operação, conforme resultados apresentados nas **Figuras 16, 17 e 18**. Estes acréscimos foram atribuídos em grande parte ao crescimento de algas.

Figura 16: Comportamento dos sólidos totais e voláteis, suspensos totais e voláteis na primeira fase de operação do RAI.



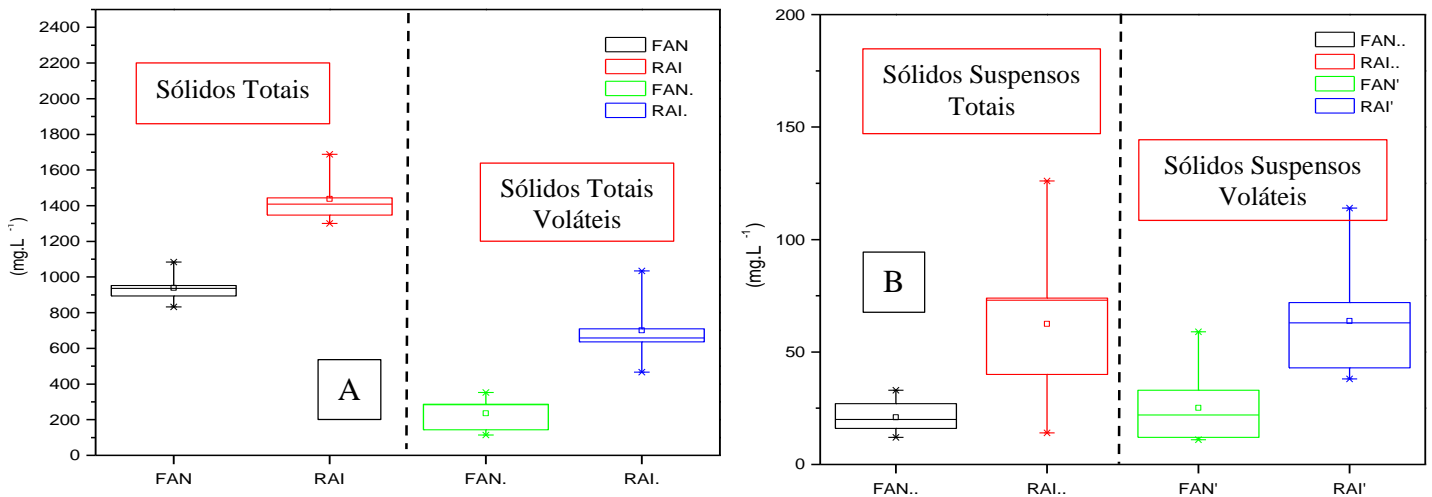
Fonte: Próprio autor.

Figura 17: Comportamento dos sólidos totais e voláteis, suspensos totais e voláteis na segunda fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Figura 18: Comportamento dos sólidos totais e voláteis, suspensos totais e voláteis na terceira fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Avaliando as três fases de operação do RAI considerando todas as frações de sólidos pode-se observar que para todos os resultados, os valores de afluente do RAI são maiores que o afluente (efluente do RAH), podendo considerar que apesar das vantagens do uso do poliuretano como meio suporte para imobilizar algas, ainda apresenta algumas limitações, como a questão dos sólidos em suspensão presentes no efluente produzido no RAI.

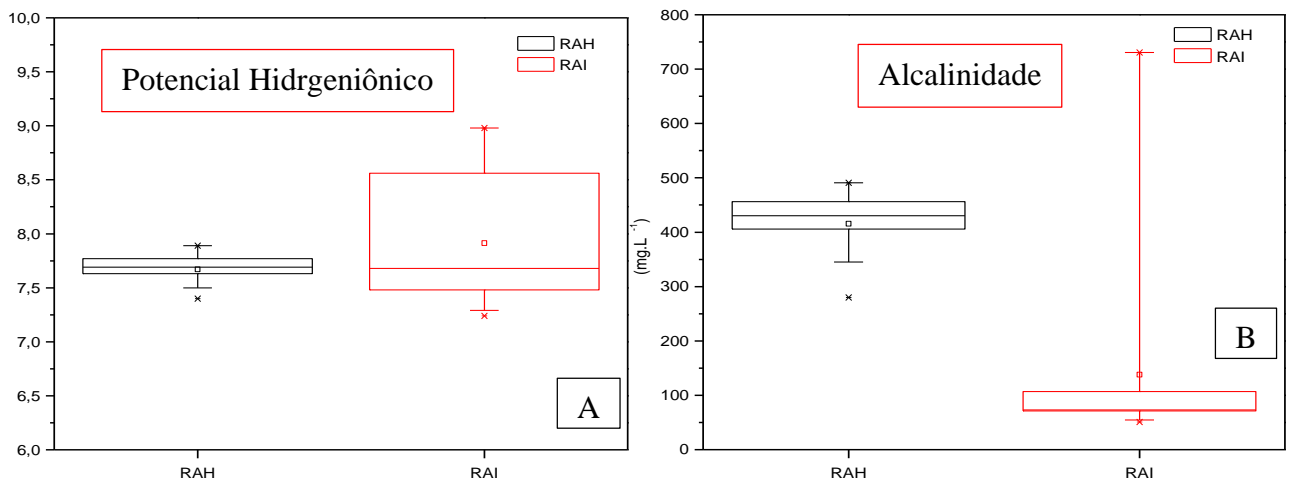
5.2.3 pH e Alcalinidade

Durante os períodos de horas claras observou-se elevada oscilação do pH no RAI ocasionada pela atividade das algas presentes durante o processo de fotossíntese. Isto provavelmente deveu-se ao consumo de CO₂. O CO₂ pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias e, até mesmo a respiração das próprias algas. Como consequência, há uma elevação do pH nestas horas, devido à dissociação dos íons bicarbonato em dióxido de carbono (fonte de carbono utilizado pelas algas) e íons hidroxila (responsável pela alteração do pH).

O pH depende da fotossíntese e da respiração, através das seguintes relações, na fotossíntese há consumo de CO_2 e o íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a formar OH^- fazendo com que o pH se eleve. Já no processo de respiração após utilizar o oxigênio ocorre a liberação de CO_2 e o íon bicarbonato (HCO_3^-) do esgoto tende a formar H^+ fazendo com que o pH se reduza. O equilíbrio do pH em sistemas com algas é altamente dependente das taxas fotossintéticas, podendo atingir valores de pH iguais a 11 ao meio-dia, devido à conversão de íons H^+ .

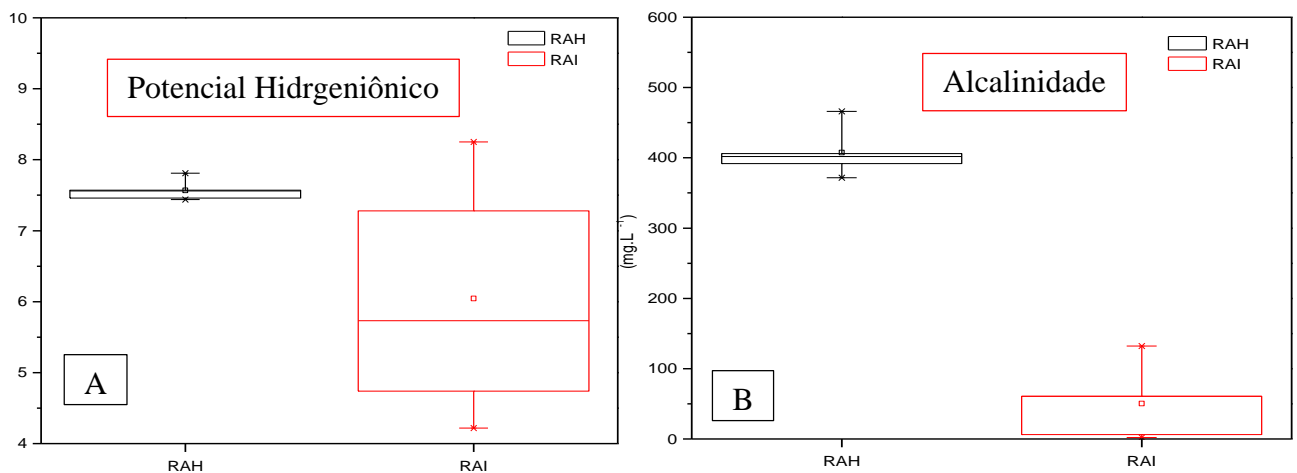
Nas **Figuras 19, 20 e 21** apresentam-se os resultados de pH e da alcalinidade para cada fase de operação do RAI.

Figura 19: Comportamento do pH e da alcalinidade na primeira fase de operação do RAI.



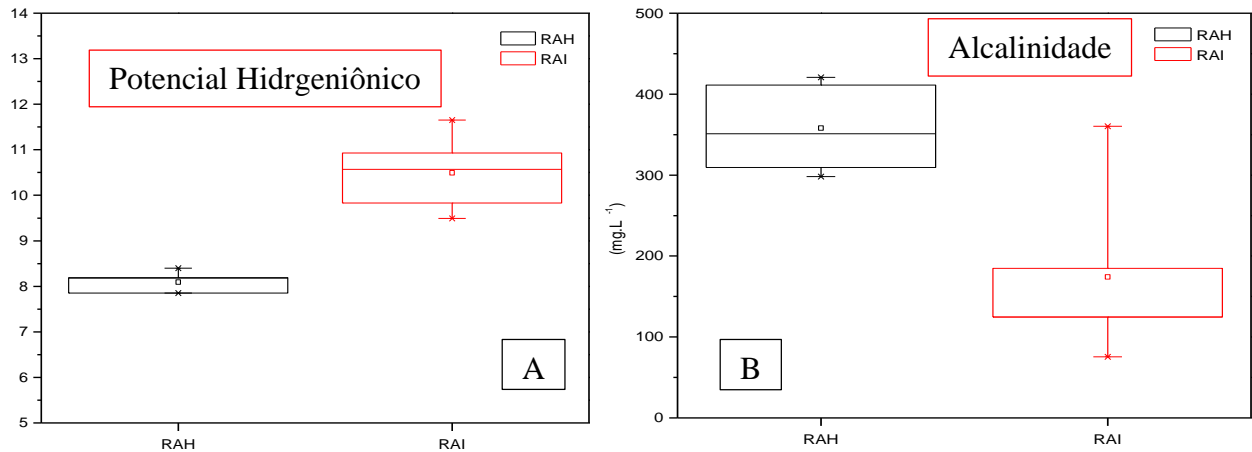
Fonte: Próprio autor.

Figura 20: Comportamento do pH e da alcalinidade na segunda fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Figura 21: Comportamento do pH e da alcalinidade na terceira fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Os valores de pH no efluente do reator híbrido apresentaram pequenas variações, fato este repetido na concentração da alcalinidade total. Esse comportamento diferiu para o RAI que apresentou variações de pH de 4,2 até valores de 11,7, com a média de $7,9 \pm 0,6$ na primeira fase.

Na primeira fase o pH do efluente do RAI variou muito, se manteve com média de $7,9 \pm 0,6$ nota-se que ocorreu consumo da alcalinidade quando se compara a alcalinidade afluente, o consumo ocorre devido o processo de nitrificação realizado pelas bactérias autotróficas nitrificantes essas bactérias usam o CO_2 como fonte de carbono inorgânico (**Figura 19 A**).

Na segunda fase destaca-se a grande variação do pH com valor médio em torno de $6,0 \pm 1,7$, e com o valor mínimo de 4,2 (**Figura 20 A**) essa queda no pH ocorreu devido a predominância do processo de nitrificação no qual a alcalinidade chegou a ser totalmente consumida, a nitrificação esteve fortemente presente nessa fase de operação o fato ocorreu devido a adição de sulfato de amônia, que aumentou consideravelmente a carga de nitrogênio no reator (**Figura 20 AB**).

Na terceira fase conforme a **Figura 21 A**, o pH alcançou valores de 11,7, com média de $10,5 \pm 0,9$ esse pH elevado é resultante das altas taxas fotossintéticas, o consumo de alcalinidade se mostra mais sutil devido ao processo de nitrificação ficar um pouco limitado na presença de pH tão elevado (**Figura 21 B**).

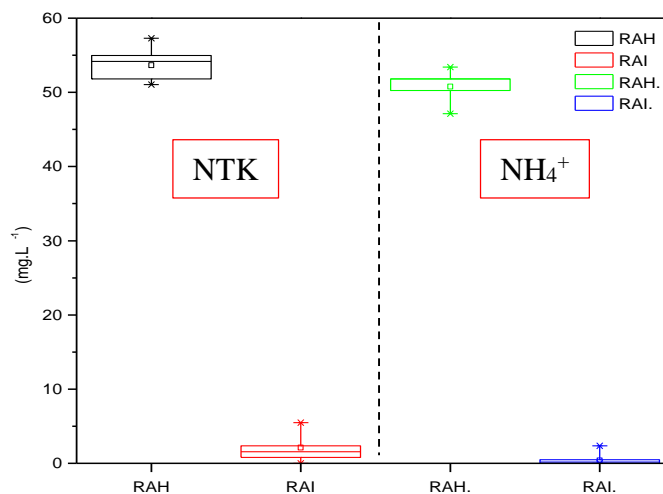
No RAI é possível observar considerável diferença entre as três etapas, tendo sido verificado um consumo de alcalinidade de 65% na primeira etapa, com concentração média no

efluente de $138\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, indicando consumo devido ao processo de nitrificação. Na segunda etapa com concentração média de $50\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, indica ocorrência de maior nitrificação, o processo efetuado consome teoricamente $7,14\text{ g CaCO}_3$. por g de N-NH_4^+ oxidada a nitrato. Este fato que ocorre devido à produção de íons de hidrogênio (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

5.2.4 Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal

O comportamento do nitrogênio no reator anaeróbio híbrido não difere dos resultados obtidos em efluentes de reatores tipo UASB convencionais, ocorre amonificação, ou seja, aumento da amônia, as formas mais oxidadas como nitrito e o nitrato apresentam-se apenas em traços, portanto o RAI era alimentado com efluente rico em nitrogênio nas formas de N-NTK e N-NH_4^+ . Nas **Figuras 22, 23 e 24** encontram-se os resultados obtidos para o comportamento do N-NKT e N-NH_4^+ , dessas formas de nitrogênio para o efluente do RAH e do RAI.

Figura 22: Comportamento do N-NTK e N-NH_4^+ na primeira fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Figura 23: Comportamento do N-NTK e N-NH₄⁺ na segunda fase de operação do RAI.

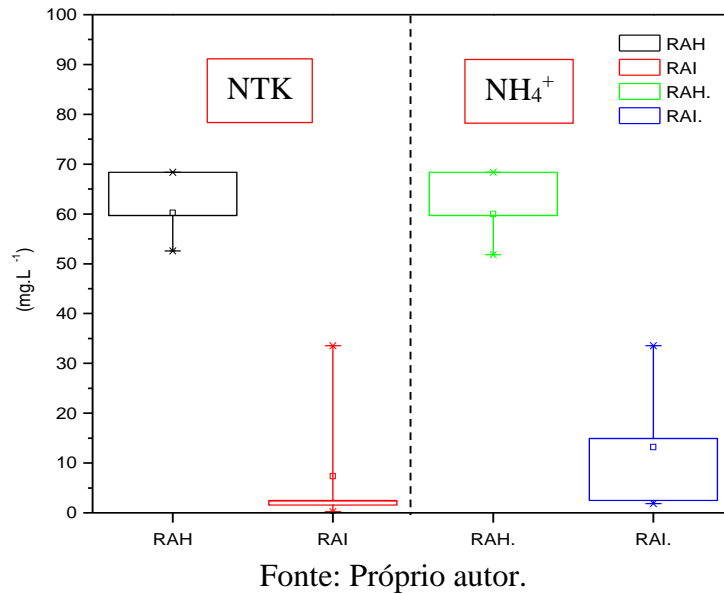
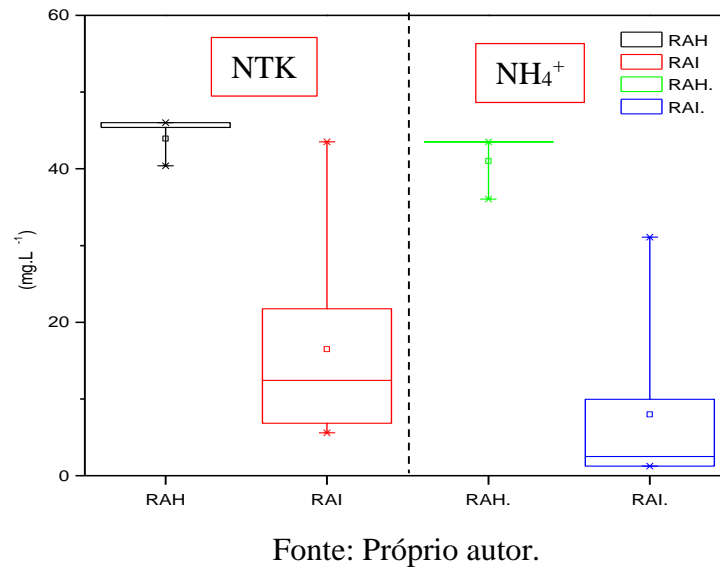


Figura 24: Comportamento do N-NTK e N-NH₄⁺ na terceira fase de operação do RAI.



Os resultados de N-NTK e N-NH₄⁺ tiveram diferença nas três fases do RAI, devido à adição de sulfato de amônia na segunda fase, os mecanismos de remoção foram diferenciados da primeira e segunda fase em relação a terceira, sendo que nas duas primeiras fases notou-se o expressivo processo de nitrificação resultou em concentrações elevadas de nitrato no efluente final. Na terceira fase o mecanismo de remoção do nitrogênio amoniacal foi a volatilização, sendo isso notado por apresentar concentrações insignificativas de nitrito e nitrato no efluente final.

Na segunda fase de operação foi adicionado sulfato de amônio ao esgoto bruto, que proporcionou o aumento da concentração de amônia, acréscimo de 15% no nitrogênio total, esse aumento modificou características do efluente em relação ao nitrogênio total e amoniacal do RAH que alimentava o RAI.

O efluente do RAH durante o período experimental apresentou variação de 44-64 mgN-NTK.L⁻¹ mantendo a média de 52 mgN-NTK.L⁻¹. O nitrogênio amoniacal variou de 41-64mgN-NH₄⁺.L⁻¹ com média de 47 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, foi possível observar considerável diferença no efluente do RAI nas etapas de operação quanto ao parâmetro nitrogênio, apresentando as concentrações de 2±2; 13±14; 16±14mgN-NKT.L⁻¹ para primeira, segunda e terceira fase respectivamente, para o nitrogênio amoniacal as concentrações na primeira, segunda e terceira fase foram as respectivas, 1±1; 6±7; 8±12mgN-NH₄⁺.L⁻¹. Em termos de remoção obteve-se 96%, 79%, 62% quanto a remoção de N-NTK para as três fases, e de 99%, 89% e 80% para N-NH₄⁺ (**Figuras 22, 23 e 24**).

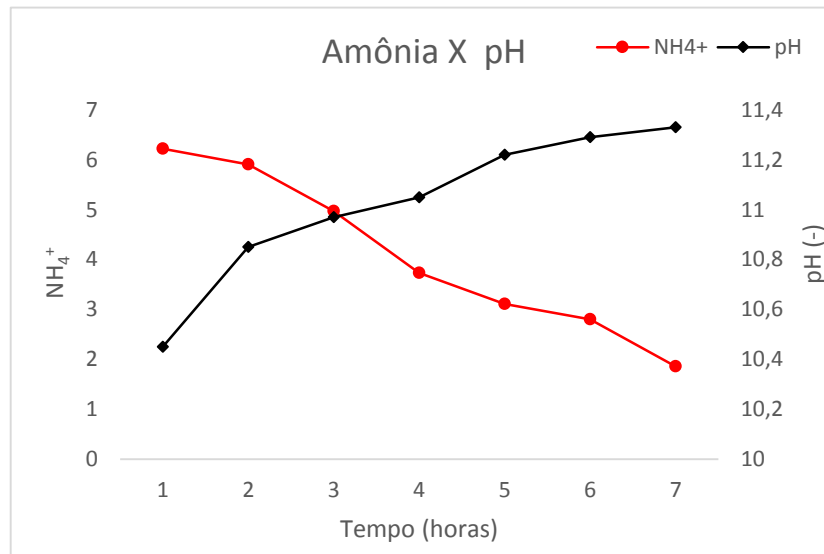
Santiago (2013), tratando águas residuárias em lagoa de alta taxa produziu efluentes com 11±8 mgN-NH₄⁺.L⁻¹, os valores médios de pH medidos ao longo do dia não ultrapassaram valores de 8,2 e o aumento na concentração de nitrato no efluente tratado foi expressivo, a remoção de N-NH₄⁺ no estudo foi explicada pelo processo de nitrificação, podendo ser relacionada a primeira e a segunda fase de operação do RAI, onde também se identificou o processo de nitrificação.

Os resultados de Craggs *et al.* (2003) e el Hamouri *et al.* (1994), com eficiências de remoção de N-NH₄⁺ com valores de 91% e 62%, respectivamente, considerando os valores baixos da concentração de nitrato no efluente tratado, demonstram que grande parte da remoção foi realizada via assimilação ou volatilização, que foi o mecanismo de remoção identificado na última fase de operação do RAI, que removeu 62% de N-NTK de e 80% de N-NH₄⁺ e o efluente se encontrava com baixas concentrações de nitrato e nitrito.

Como a assimilação de nitrogênio pela biomassa pode ser verificada pelo incremento do N-orgânico a remoção de NTK perde parte da sua eficiência sem a adição de um processo para separação da biomassa. Para García *et al.* (2000), a volatilização é o mecanismo mais importante para a efetiva remoção de nitrogênio, visto que a transformação do mesmo para nitrato não constitui remoção.

Na terceira fase foi observado o comportamento do pH e do nitrogênio amoniacal durante 6 horas, sendo coletados amostras no sistema em intervalos de uma hora, a primeira amostra foi coletada no momento da alimentação, na **Figura 25** encontra-se o a relação pH e nitrogênio amoniacal.

Figura 25: Comportamento da relação pH e NH_4^+ .



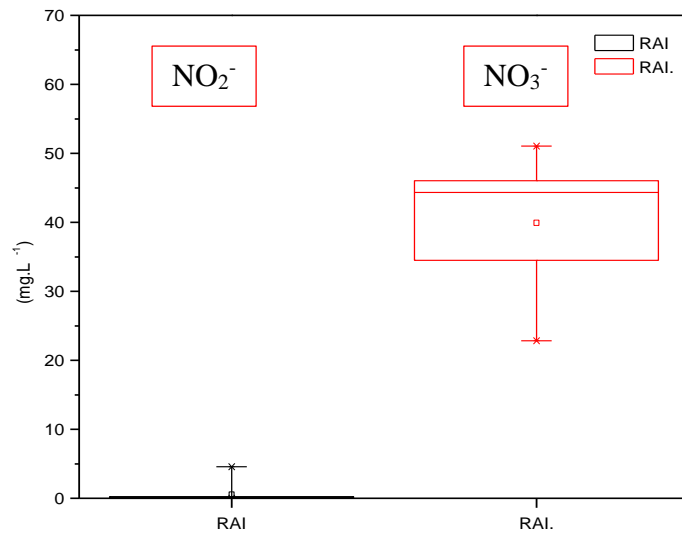
Fonte: Próprio autor.

Observa-se na **Figura 25** que o pH cresceu à medida que aumentavam as taxas fotossintéticas e a concentração de nitrogênio amoniacal decaiu devido à volatilização da amônia, observa-se que seis horas foram suficientes para remover $4,5 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$ de nitrogênio amoniacal restando apenas $1,86 \text{ mgN-NH}_4.\text{L}^{-1}$, nesse mesmo teste foi analisado o nitrato, o nitrato analisado nas seis coletas encontrou-se com concentrações $<1 \text{ mgN-NO}_2^-\text{.L}^{-1}$, dessa forma entende-se que não houve processo de nitrificação, justificável também pela presença de elevado pH que caracteriza condições desfavoráveis as bactérias nitrificantes (CAMARGO VALERO, 2010). Entende-se que as condições operacionais como o TDH de 6 dias e uso algas imobilizadas contribuiu aumentar a taxa de fotossíntese, consequentemente valores mais elevados de pH que possibilitou um melhor desempenho sistema na remoção de nutrientes e patógenos.

5.2.5 Nitrito e Nitrato

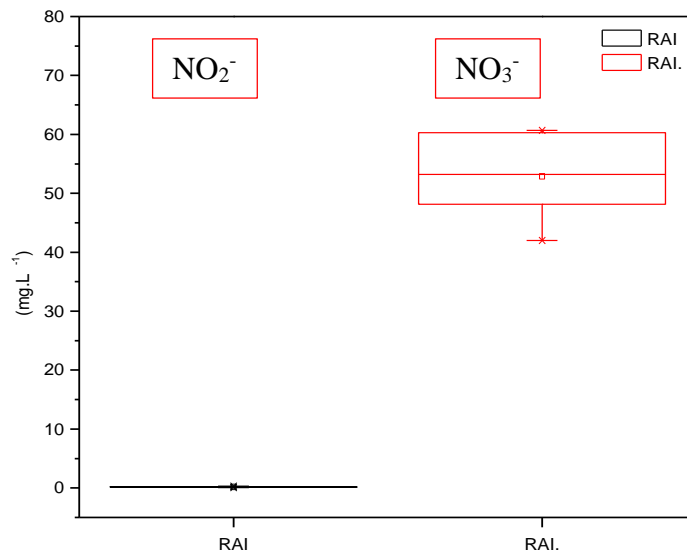
Nas **Figuras 26, 27 e 28** encontram-se um conjunto de dados agrupados em boxplot dos valores das concentrações de nitrito e de nitrato obtidos no efluente do RAI, para as três fases de operação. Fica dispensado a apresentação dos resultados de nitrato para o afluente (efluente do RAH) tendo em vista que não se removeu nitrato do afluente, no afluente o nitrogênio está presente em outras formas como nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico.

Figura 26: Comportamento do NO_2^- e NO_3^- na primeira fase de operação do RAI.



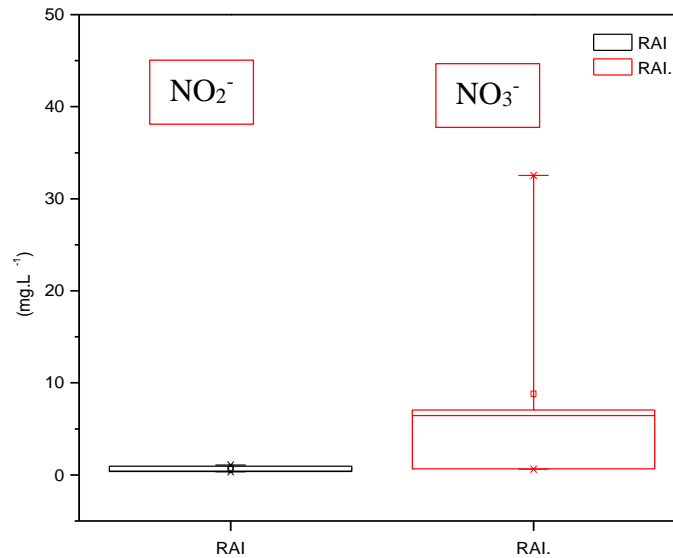
Fonte: Próprio autor.

Figura 27: Comportamento do NO_2^- e NO_3^- na segunda fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Figura 28: Comportamento do NO_2^- e NO_3^- na terceira fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Na primeira e na segunda fase de operação observa-se altas concentrações de nitrato no efluente do RAI, na qual a amônia foi oxidada a nitrato pelo processo de nitrificação, somente na última fase que as concentrações de nitrato estão baixas, isso porque na última fase a taxa fotossintética estava muito elevada favorecendo o aumento pH propiciando o desprendimento da amônia e também apresentando condições desfavoráveis as bactérias autotróficas nitrificantes.

Durante a primeira e segunda fase de operação, observou-se o processo de nitrificação, onde as bactérias nitrificantes utilizam o oxigênio produzido pelas algas transformando a amônia presente no afluente em nitrito (nitritação), o qual posteriormente passou de nitrito a nitrato (nitratação). Esse processo é chamado de nitrificação, sendo essas etapas, respectivamente, nitritação e nitratação. Quando o nitrogênio está na forma de nitrato fica possível removê-lo através do processo de desnitrificação.

Nas **Figuras 26 e 27** o nitrato teve seu valor aumentado no efluente devido ao processo de nitrificação, principalmente na segunda fase, a concentração chegou a 52mg.L^{-1} , nessas fases também foi observada a redução do pH e da alcalinidade sendo esses relacionados com o processo de nitrificação. Quanto aos resultados de nitrito observam-se que em todas as fases as concentrações de nitrito eram nulas, percebe-se que mesmo nas fases onde houve nitrificação todo o nitrito foi convertido a nitrato.

Como pode ser observado na **Figura 28** na qual se encontram os dados da terceira fase existe remoção de nitrogênio amoniacal e não há aumento do nitrato (com exceção de um único ponto), entende-se que prevaleceu o mecanismo de volatilização, a volatilização se dá principalmente pelos elevados valores de pH (8 à 10), outros fatores como a turbulência e aumento da temperatura também favorecem nesse mecanismo de remoção.

5.2.6 Fósforo Total e Ortofosfato

Diversos autores consideram o fósforo o nutriente que limita o crescimento das algas, ele não é encontrado em quantidades suficientes nos ambientes naturais. Mesmo sendo o elemento que proporcionalmente é requerido em menor quantidade, sua presença torna-se indispensável pois ele entra na formação do ATP, que é uma molécula da fase intermediária do processo de obtenção de energia para síntese de novas células e até mesmo para manutenção de sua vida (METCALF & EDDY, 2003; CAVALCANTI, 2009).

O fósforo presente nos esgotos é composto de fósforo orgânico e fosfatos, sendo que os fosfatos são encontrados em maiores concentrações. Inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos) – origem principal nos detergentes e outros produtos químicos domésticos; Orgânica (ligada a compostos orgânicos) – origem fisiológica;

Outra classificação do fósforo presente no esgoto é quanto à sua forma como sólidos, podendo ser: Fósforo solúvel (predominantemente inorgânico) – principalmente polifosfatos e ortofosfatos (fósforo inorgânico), acrescidos de uma pequena fração correspondente ao fósforo ligado à matéria orgânica solúvel do esgoto; Fósforo particulado (todo na forma orgânica) – ligado à matéria orgânica particulada do esgoto;

O fósforo oriundo dos detergentes pode representar até 50% da concentração de fósforo total no esgoto doméstico. Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifosfatos se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, que apesar de lento, inicia-se no próprio sistema de coleta de esgoto. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo sem necessidade de conversões a formas mais “simples”.

Para Van Haandel e Lettinga (1994), os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são:

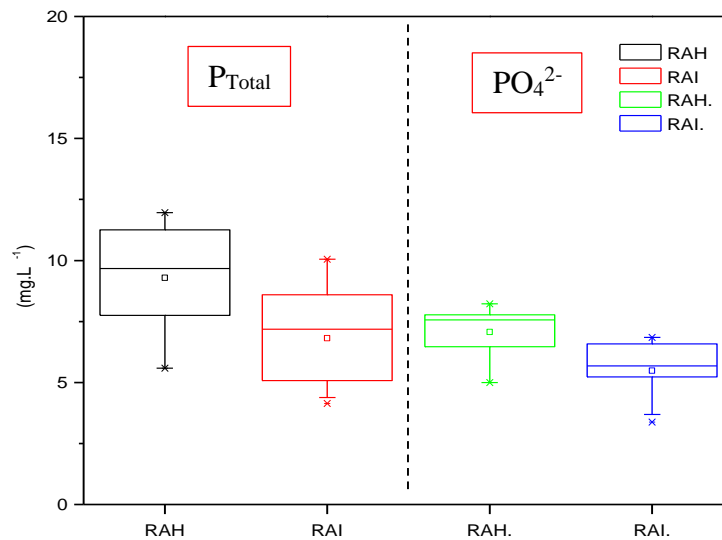
- Retirada do fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final;

- Precipitação de fosfatos em condições de elevado pH;

A remoção de fósforo mais significativa pode ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, conforme Mara (1996), a precipitação de fósforo inicia-se com pH 8,2, e para cada uma unidade do pH acima deste valor, a concentração de fósforo decresce.

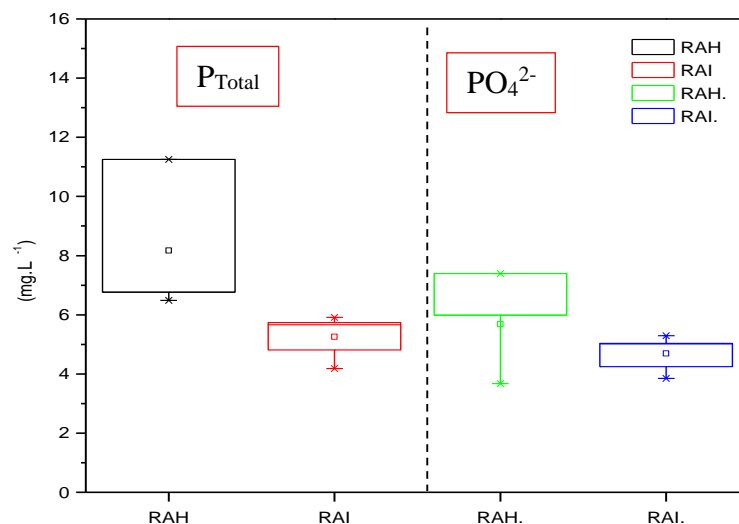
. Nas **Figuras 29, 30, e 31** encontra-se o comportamento do fósforo total e do ortofosfato para as três fases de operação do RAI.

Figura 29: Comportamento do P_{Total} - e PO_4^{2-} na primeira fase de operação do RAI.



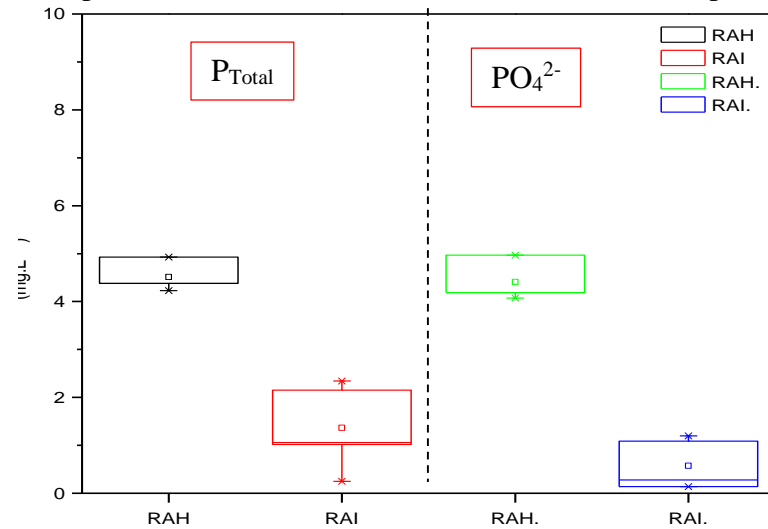
Fonte: Próprio autor.

Figura 30: Comportamento do P_{Total} - e PO_4^{2-} na segunda fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

Figura 31: Comportamento do P_{Total} - e PO_4^{2-} na terceira fase de operação do RAI.



Fonte: Próprio autor.

De acordo com os resultados obtidos pode-se observar a remoção média de fósforo total e ortofosfato foram de 27 e 28%, respectivamente para a primeira fase, essa remoção relativamente baixa deve-se ao pH, que não apresentou valores elevados como é de se esperar em tratamentos que se utiliza algas, isso deve-se ao processo de fotossíntese que nessa fase não alcançou elevadas taxas (**Figura 29**).

A segunda fase não difere muito da primeira, contudo apresenta remoções ainda menores em torno de 20 e 3% para fósforo total e ortofosfato (**Figura 30**) essa baixa remoção justifica-se pela presença de pH baixo em média 6,0 resultante do elevado processo de nitrificação que consumiu alcalinidade provocando a queda do pH observado nas **Figuras 20 e 27**.

Na terceira fase a remoção de fósforo e do ortofosfato mostrou-se significativa com eficiência de 70% para o fósforo total e 87% para o ortofosfato (**Figura 31**). O principal mecanismo de remoção é pela precipitação química devido à elevação de pH que nessa fase alcançou valores chegando a 11,7, caracterizando a formação de sais de cálcio e magnésio, como a estruvita e hidroxapatita (PICOT *et al.*, 1991; CAVALCANTI *et al.*, 2001).

5.2.7 Coliformes Termotolerantes

O pós tratamento de efluente de reator anaeróbio visa proporcionar a remoção de nutrientes e de indicadores que contaminação fecal. A importância da remoção de organismos

patogênicos surgiu da necessidade da segurança sanitária. O decaimento de coliformes resulta da inativação destes organismos.

Fatores que contribuem para baixa remoção de organismos patogênicos nos reatores anaeróbios são, as temperaturas favoráveis, em torno de 30°C, pouca penetração da luz solar, pH favorável na faixa de 7,0. Esse conjunto de fatores dentro do reator anaeróbio proporciona baixa eficiência de remoção de patogênicos e de bactérias indicadoras de contaminação fecal (CAVALCANTI, 2009).

Apresentam-se na **Tabela 6** os resultados para as três fases de operação do RAI, referentes as concentrações de coliformes termotolerantes.

Tabela 6: Remoção de coliformes termotolerantes na segunda e terceira fase de operação do RAI.

		<i>Efluente do Reator Anaeróbio Híbrido</i>	<i>Reator de Algas Imobilizadas</i>	<i>Eficiência (%)</i>
<i>1ª Fase</i>	CT* (UFC/100ml)	Não foram feitas análises nesse período		
<i>2ª Fase</i>	CT* (UFC/100ml)	2,75E+06 ± 8,50E+05	1,96E+03 ± 2,59E+03	99,93
<i>3ª Fase</i>	CT* (UFC/100ml)	1,68E+06 ± 1,06E+06	3,90E+02 ± 1,84E+02	99,98

*CT - Coliformes Termotolerantes;

Fonte: Próprio autor.

Do mesmo modo que as lagoas de polimento, o RAI recebe as radiações UVB (280-320 nm) e UVA (320-400nm), provenientes do sol, que estão relacionadas ao decaimento de organismos indicadores de contaminação fecal e considerados como indicadores patogênicos, essas faixas de radiação agem diretamente nos microrganismos provocando danos no DNA ou RNA do seu genoma (BOLTON *et al.*, 2011).

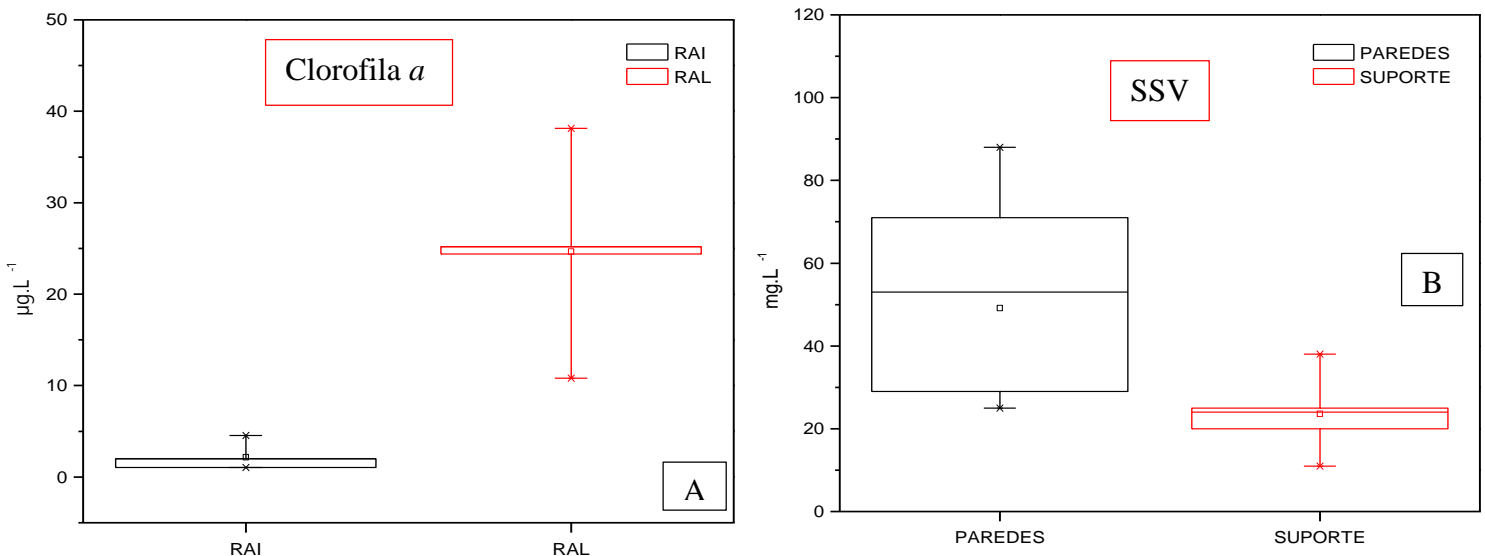
A radiação solar não é a única responsável pelo decaimento de microrganismo nesses sistemas, o que torna necessário considerar a influência mútua entre a radiação e outros fatores como pH e OD, admitida nos estudos de Bolton *et al.* (2011). Altas intensidades de luz promovem elevada atividade fotossintética, resultando em ambientes ricos em oxigênio dissolvido e pelo efeito da luz há formação de oxigênio singleto e superóxido, que são radicais muito reativos de oxigênio e que provocam danos no DNA, causando morte dos microrganismos (EL HAMOURI *et al.*, 1994).

Na **Tabela 6** observa-se que a concentração de coliformes termotolerantes na terceira mostrou remoção em torno de 99,98. Vale ressaltar que mesmo em termos de porcentagem esses valores não foram tão elevados a remoção de coliformes termotolerantes abaixo os 10^3 UFC, lembrando que na terceira fase o processo fotossintético foi mais significativo e promoveu elevado pH (média de 10,5), maiores concentrações de oxigênio dissolvido e temperaturas, fatores estes importante quando se trata de decaimento de coliformes temotolerantes, o qual reflete o decaimento de bactérias enteropatógenicas (CRAGGS, 2003).

5.2.8 Quantificação das algas

Encontram-se na **Figura 32 A** os resultados da concentração de clorofila “a” no RAI e no RAL – Reator de Algas Livres, permitindo comparar o crescimento da biomassa algal em sistema com e sem uso do meio suporte de poliuretano. Na **Figura 32 B** apresentam-se os resultados dos sólidos suspensos voláteis do RAI, foram quantificadas a parcela de SSV agregados nas paredes do sistema e no suporte de poliuretano. Esse tópico visa verificar se o suporte de poliuretano se mostra eficiente para imobilizar algas.

Figura 32: Comportamento da clorofila *a* e SSV no RAI.



Fonte: Próprio autor.

É possível estimar aproximadamente a biomassa algal com base na concentração do pigmento clorofila *a*, como já feito por Park e Craggs (2011). Considerando a concentração de clorofila *a* e utilizando a equação 6:

$$\text{Biomassa algal (mg.L}^{-1}\text{)} = \text{colofila } a / 1,5 * 100 \quad (6)$$

De acordo com a equação (6), a clorofila *a* representa 1,5% da biomassa algal (peso seco), assumindo-se que esta proporção constante. Sabe-se que tal relação não é constante e varia de acordo com as espécies, densidade das células e disponibilidade de luz (PARK e CRAGGS, 2011). Contudo, sabe-se que a biomassa nesse sistema não é composta apenas por algas, mas por bactéria e zooplâncton.

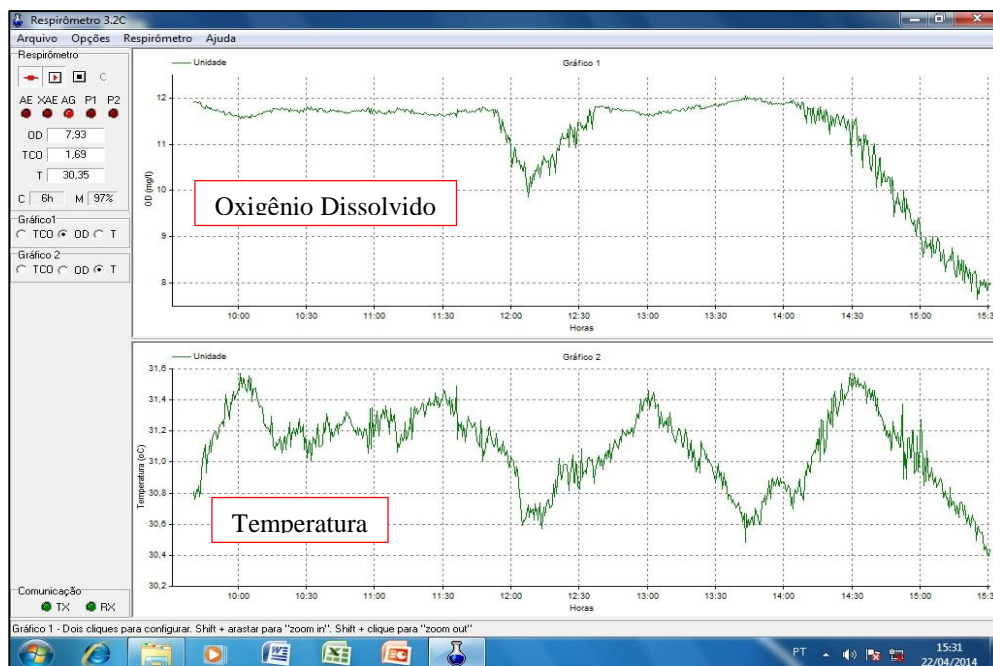
O aumento da biomassa de algas, neste trabalho expresso pela concentração de clorofila *a* e pelo aumento dos sólidos suspensos, explica a escassa eficiência na remoção de DQO total.

A remoção de algas em suspensão do efluente se faz necessária quando houver exigência legal quanto a padrões de qualidade para reuso dessas águas ou para controle de riscos causado pela descarga de algas no corpo receptor.

5.2.9 Teste Respirômetro

Na **Figura 33** encontra-se o respirograma gerado no respirometro com 798 medidas de OD e temperatura, referentes a 6 horas de teste.

Figura 33: Perfil de oxigênio dissolvido e temperatura em teste respirômetro.



Fonte: Próprio autor.

Na **Figura 33** é possível notar que a variação da temperatura (gráfico inferior) influencia diretamente na concentração de oxigênio dissolvido (gráfico superior) essa relação já é muito bem definida na literatura sendo notório que nas horas finais do teste quando havia menor insolação no galpão no qual estava instalado o RAI a temperatura foi reduzida e conseqüentemente a taxa de produção de oxigênio dissolvido. O teste é referente a seis horas de funcionamento, das 9:30 às 15:30; os valores de temperatura e OD foram armazenados a cada trinta segundos, compondo uma massa de dados significativo. No decorrer das horas do teste houve influência da intensidade luminosa refletindo na diminuição da taxa fotossintética.

6. CONCLUSÕES

Considerando-se os resultados obtidos no presente estudo, as seguintes conclusões podem ser registradas:

- A configuração híbrida apresentou bom desempenho com significativa eficiência de remoção de matéria orgânica (77%), expressa em DQO distribuída em 60% no UASB e 17% no filtro anaeróbio. O RAH apresentou boa eficiência de remoção de sólidos no reator com valores de 21% de ST e 38% de eficiência de remoção de STV e remoções de SST e SSV de 88%. O RAH apresentou boa capacidade de amortecimento e remoções satisfatórias de sólidos. O pH manteve-se constante tanto para o esgoto bruto como nos efluentes dos UASB e FAN isso é característico da alcalinidade elevada que tampona o pH.
- A imobilização de algas possibilitou a remoção eficiente de nutrientes e coliformes termotolerantes. Identificou-se na primeira e segunda fases experimentais intenso processo de nitrificação no RAI. A remoção de fósforo nessas primeiras fases foi pouco considerável. Na terceira fase o processo de nitrificação foi diminuído pela ação do pH elevado gerando condições desfavoráveis para as bactérias nitrificantes. A remoção de fósforo na terceira fase foi significativa em torno de 87% de fósforo total, assim como a remoção do nitrogênio amoniacal (80%) que se nessa fase se deu pela volatilização da amônia, a remoção de coliformes termotolerantes atingiu 4 unidades logs. Os mecanismos de remoção de nutrientes e de coliformes termotolerantes observados na terceira fase tem o pH como principal mediador.
- O poliuretano usado como material suporte não apresentou êxito total, pois não conseguiu agregar toda a biomassa algal, observou-se que parte das algas presentes no sistema agregou-se nas paredes do reator e apesar de ter atingido significativas eficiências na remoção de nutrientes e indicadores de contaminação fecal as algas dispersas presentes no efluente aumentaram a concentração da DQO total. Entende-se que há necessidade de mais estudos em busca de um meio suporte que melhor se adeque a imobilização de algas para aplicação em pós-tratamento de águas residuárias.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington, DC, 22th ed. 2012.

BITTON G. **Wastewater Microbiology**, 3th ed. Wiley-Liss Publishers. New York, 746p. 2005.

BOLTON, N.F; BUCHANAN, N.A.; CROMAR, N.J.; FALLOWFIELD, H.J. The disinfection performance of a high rate algal pond (hrap) at kingston-on-murray, South Australia In: 9th IWA Specialist Group Conference on WasteStabilisation Ponds, 2011, Adelaide. **Proceeding.** Adelaide: IWA, 8p. 2011.

BUCHAUER, K. **A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process.** Water SA, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CAMARGO VALERO, M. A.; READ, L. F.; MARA, D. D.; NEWTON, R. J.; CURTIS AND R.; DAVENPORT, T. P. J.; Nitrification–denitrification in waste stabilisation ponds: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds. **Water Science & Technology**. v. 6, n.5 p. 1137-1146, 2010.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R. DO; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. da; Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, p. 140-147, 2006.

CARNEIRO, T.G.; LEITE, F. Cianobactérias e suas toxinas. **Revista Analytica**, v. 1, n. 32, p. 36-41, 2008.

CAVALCANTI, A.L.A.; CAMPELO, J.A.; GAMA, T.C.C.L. Microalgas em lagoas de estabilização no semiárido pernambucano e suas implicações na saúde: Um estudo de caso em Petrolina – PE. **Enciclopédia Biosfera**, v. 6, n. 10, 2010.

CAVALCANTI, P. F.; VAN HANDELL, A.; KATO, M. T.; VON SPERLING, M. Tratamento de efluente de reatores. IN: Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de polimento. **Projeto PROSAB**. Belo Horizonte – MG, 2001.

CAVALCANTI, P.F.F. **Aplicação de reatores UASB e lagoa de polimento no tratamento de esgoto doméstico**. João Pessoa-PB, Gráfica Santa Marta; Universidade Federal de Campina Grande, p.38. 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2 ed. v.5. Belo Horizonte – DESA –UFMG, 2007.

CRAGGS, R. J.; DAVES-COLLEY, R. J. TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Advanced pond system: performance with high rate ponds of different depths and areas. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 259-267, 2003.

CATUNDA, P. F. C., VAN HAANDEL, A. LETTINGA. G., Post treatment of anaerobically digested sewage in stabilisation ponds. **Proceeding of 7th Anaerobic Digestion IAWQ conference**, Cape Town, South Africa, 1994.

DAS, P., AZIZ, S.S., OBBARD, J.P. Two phase microalgae growth in the open system for enhanced lipid productivity. *Renew. Energy*. v.36, p.2524–2528, 2011.

EL HAMOURI, B.; KHALLAYOUNE, K.; BOUZOUBAA, N.; CHALABI, M. Highrate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 1, p. 171-174, 1994.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FANG, H. H. P.; CHUI, H-K.; LI, Y-Y. Effect of degradation kinetics on the microstructure of anaerobic biogranules. **Water Science Technology**. v. 32. n.8. p. 165-172, 1995.

FERNANDEZ, J. M.; OMIL, F.; MENDEZ, R.; LEMA, J. Anaerobic Treatment of Fibreboard Manufacturing Wastewaters in a Pilot Scale Hybrid USBF Reactor. **Water Research**, v. 35, n. 17, p. 4150–4158, 2001.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. Reviews in **Environmental Science and Bio/Technology**, 2006.

GARCÍA, J.; GREEN, B. F.; LUNDQUIST, T.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZMARINÉ, M.; OSWALD, W. J. Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. **Bioresource Technology**, n.97, p.1709-1715, 2006.

GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; HERNANDEZ-MARINÉ, M. High rate algal pond operating strategies for urban wastewater nitrogen removal. **Journal of Applied Phycology**, n. 12, p. 331-339, 2000.

GÓMEZ, E.; CASELLAS, C.; PICOT, B.; BONTOUX, J. Ammonia elimination process in stabilization and high-rate algal pond systems. **Water Science and Technology**, v. 31. n. 12, p. 303-312. 1995.

GONÇALVES, G. V. Desempenho de reator anaeróbico híbrido no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Dissertação**. Viçosa – MG; UFV, 22 p. 2012.

KATO, M.T. & FLORÊNCIO, L. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos**. Vol. 2, PROSAB. Belo Horizonte, p.59-68, 2001.

LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research**. v. 45, n. 16, p. 4683-4699, 2011.

LETTINGA, G.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H. Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. **Water Research**. v.38, n. 9. p.2348-2358, 2004.

LUZ E. DE-BASHAN, YOAV BASHAN. Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects. **Bioresource Technology**. v. 101 p. 1611–1627. 2010.

MAHMOUD N, ZEEMAN G, GIJZEN H; LETTINGA G. Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. **Water Research** v. 38, p. 2348–2358, 2004.

- MALLICK, N., Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review. **BioMetals**. 15, 377–390, 2002.
- MANNINA, G.; VIVIANI, G. Hybrid moving bed biofilm reactors: an effective solution for upgrading a large wastewater treatment plant. **Water Science and Technology**. v. 60, n. 5, p.1103-1116, 2009.
- MARA, D.D. Proposed design for oxidation ponds in hot climates. **Journal of the Environmental Engineering Division**. ASCE, 101:296, 1975.
- MARA, D.D. Waste stabilization ponds: Effluent quality requirements and implications for process design, **Water Science & Technology**. v.33, n.7, p.23-31, 1996.
- METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 4^a ed., McGraw-Hill, New York, USA, p.1334, 2003.
- MORENO-GARRIDO, I., Microalgae immobilization: current techniques and uses. **Bioresource technology**. v.99; p.3949-64, 2007.
- NUNES, J. A. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Vol. 1. 2a ed. Aracaju – Sergipe v. 1. 201 p. 2011.
- ØDEGAARD, H. Innovations in Wastewater Treatment: the Moving Bed Biofilm Process. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 9, p. 17-33, 2006.
- OLGUÍN, E.J. Phycoremediation: key issues for cost-effective nutrient removal processes. **Biotechnol. Adv.** v.22, p.81–91. 2003.
- PAGGA, Udo; BACHNER, Jürgen; STROTMANN, Uwe. Inhibition of nitrification in laboratory tests and model wastewater treatment plants. **Chemosphere**. 65, 1–8, 2006.
- PARK, J. B. K. & CRAGGS, R. J. Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 8, p.1758-1764, 2011.
- PASSIG, F. H.; CAMPOS, J.R. Reator anaeróbio híbrido para o tratamento de esgotos sanitários. In: *XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. **Anais eletrônicos**. Campo Grande: ABES, 2005.

PEARSON, H.W.; MARA, D.D; MILLS, S.W.; SMALLMAN, D.J. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. **Water Science & Technology**, v.19, n.12, p. 145-152, 1987.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PICOT, B., HALOUANO, H.E., CASELLAS, C., MOERSIDIK, S., BONToux, J. Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate (France). **Water Science & Technology**, n. 23, p. 1535-1541. 1991.

PIMENTA, M., KATO, M.T., GAVAZZA, S., FLORENCIO, L. Desempenho de reatores piloto tipo UASB e híbrido para o tratamento de esgoto doméstico. In: *XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. **Anais eletrônicos**. Campo Grande: ABES, 2005

RAMIREZ, I.; VOLCKE, E. I. P.; RAJINIKANTH, R.; STEYER, J. Modeling microbial diversity in anaerobic digestion through an extended ADM1 model. **Water Research**. v. 43, p. 2787-2800, 2009.

RAS, M.; LEFEBVRE, D.; DERLON, N.; PAUL, E.; GIRBAL-NEUHAUSER, E. Extracellular polymeric substances diversity of biofilms grown under contrasted environmental conditions. **Water Research**. v.45. p.1529-1538. 2011.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduales, eaux de mer**. v.1, 5 ed. Dunod (Ed.) Paris. p. 692, 1975.

ROELEVELD, K. K.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment in decentralised and source-separation-based sanitation concepts. **Environmental Science and Bio/Technology**. v. 5, p. 115-139, 2006.

SANTIAGO, A. F; Avaliação do desempenho de lagoas de alta taxa no tratamento de esgoto pré-desinfestado submetidas a diferentes níveis de radiação solar. **Dissertação de Mestrado**. Viçosa – MG: UFV; 38-48 p. 2013.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; RIOS, R.F.M.; PEDROZA, M. M. Biofiltro anaeróbio utilizado no pós-tratamento de efluentes de reator UASB – um estudo em escala real. **Revista Aidis de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica**. v. 5, n. 3, p. 39-50, 2012.

SILVA, S. A. P. Biorremediação em águas residuais: Remoção de fósforo utilizando microalgas *Chlorella vulgaris* imobilizadas em meio de alginato de sódio. 2007. 72.f. **Dissertação** (Mestre em Hidrobiologia) Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal, 2007.

SOUSA, J. T.; AGRA, C. A.; HENRIQUE, I. N.; BRASIL, D. P.; SANTOS, E. C. Tratamento aeróbio de esgotos domésticos utilizando bucha vegetal (*Luffa cylindrica*) como suporte para biomassa imobilizada. **Tecnologia e Tendências**. v. 8. n.1. 2009.

SOUSA, J.T. de; FORESTI, E. Avaliação de reator sequencial em batelada (RSB) no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 1, p. 9-16, 2001.

TAWFIK. A & EL-KAMAH. H. Treatment of fruit-juice industry wastewater in a two-stage anaerobic hybrid (AH) reactor system followed by a sequencing batch reactor (SBR), **Environmental Technology**, v.33, n.4, p. 429-436, 2012.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; NICOLAU, C. E.; BARBOSA, M.; TONON, D. Tratamento de esgoto e produção de água de reuso com o emprego de filtros de areia. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 17, n. 3, p. 287-294, jul./set. 2012.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ABE, D.S.; ROCHA, O.; STARLING, F. **Limnologia de águas interiores: impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos**. In: Águas doces no Brasil. Escrituras. 3 ed. São Paulo. p. 203-237. 2006.

VALDERRAMA, L. T. Treatment of recalcitrant wastewater from ethanol and citric acid production using the microalgae *Chlorella vulgaris* and the macrophyte *Lemna minuscula*. **Water Research**, v. 36, n. 17, p. 4185-4192, 2002.

VAN DER STEEN, P; BRENNER, A; VAN BUUREN, J; ORON, G; Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water Research**. v.33(3), p.615-620. 1999.

VAN HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. **Tratamento de lodos**. In: Tratamento anaeróbio de esgotos, um manual para regiões de clima quente. Campina Grande, Paraíba, cap.6. 1994.

VAN HAANDEL, A. C. & VAN DER LUBBE J.G.M. **Biological wastewater treatment: desing and optimisation of activated slude systems**. 2th ed. IWM Publishing. 2012.

VAN HAANDEL, A; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande: Epgraf, p. 111-126 1999.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, p.108-111, 2002.

APÊNDICE

Na **Tabela 7** são apresentados os valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência do RAH durante o período operacional, referentes ao período de operação, compreendendo 34 determinações para cada parâmetro.

Tabela 7: Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência do RAH durante o período operacional.

Parâmetros		EB	UASB	FAN	Total
DQO_{Total} (mg.L ⁻¹)	Média	490	195	114	77
	Mínimo	228	85	46	
	Máximo	788	318	190	
	DP	154	48	36	
	CV (%)	32	25	32	
	Remoção (%)	-	60	43	
DQO_{Filtrada} (mg.L ⁻¹)	Média	185	96	80	57
	Mínimo	71	8	15	
	Máximo	299	158	155	
	DP	54	44	29	
	CV (%)	29	45	36	
	Remoção (%)	-	48	17	
ST (mg.L ⁻¹)	Média	1143	963	908	21
	Mínimo	708	749	627	
	Máximo	1498	1204	1174	
	DP	174	107	124	
	CV (%)	15	11	14	
	Remoção (%)	-	16	6	
STV (mg.L ⁻¹)	Média	375	294	233	38
	Mínimo	128	112	100	
	Máximo	720	840	544	
	DP	154	148	101	
	CV (%)	41	50	43	
	Remoção (%)	-	21	21	
SST (mg.L ⁻¹)	Média	179	67	22	88
	Mínimo	62	15	5	
	Máximo	334	188	53	
	DP	86	37	12	
	CV (%)	48	55	53	
	Remoção (%)	-	63	68	
SSV (mg.L ⁻¹)	Média	146	49	17	88
	Mínimo	47	0	0	
	Máximo	270	140	39	
	DP	74	31	10	
	CV (%)	51	63	58	
	Remoção (%)	-	66	66	
pH (-)	Média	7,6	7,6	7,9	

	Mínimo	7,2	7,1	7,4	
	Máximo	8,5	8,0	8,8	
	DP	0,3	0,2	0,3	
	CV (%)	3,7	2,7	4,0	
	Remoção (%)	-	-	-	-
Alcalinidade Total (mg.L⁻¹)	Média	363	394	391	
	Mínimo	197	32	277	
	Máximo	537	580	549	
	DP	79	97	68	
	CV (%)	22	25	17	
	Remoção (%)	-	-	-	-
AGV (mg.L⁻¹)	Média	72	30	21	
	Mínimo	0	0	0	
	Máximo	136	83	62	
	DP	35	17	17	
	CV (%)	48	59	81	
	Remoção (%)	-	-	-	-
NTK (mg.L⁻¹)	Média	53	54	52	
	Mínimo	44	46	49	
	Máximo	61	59	57	
	DP	5	4	3	
	CV (%)	9	8	5	
	Remoção (%)	-	-	-	-
NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	Média	44	46	47	
	Mínimo	37	35	37	
	Máximo	49	53	53	
	DP	4	5	5	
	CV (%)	9	12	11	
	Remoção (%)	-	-	-	-
P_{Total} (mg.L⁻¹)	Média	8	7	7	
	Mínimo	5	6	6	
	Máximo	9	8	7	
	DP	1	1	1	
	CV (%)	15	16	14	
	Remoção (%)	-	-	-	-
PO₄²⁻ (mg.L⁻¹)	Média	6	6	6	
	Mínimo	3	5	5	
	Máximo	8	7	7	
	DP	1	1	1	
	CV (%)	23	12	12	
	Remoção (%)	-	-	-	-

Na **Tabela 8** são apresentados os resultados referentes ao período de monitoramento do RAI.

Tabela 8: Valores médios, mínimos, máximos, desvio padrão, coeficiente de variação do RAI para as três fases operacionais.

Parâmetros		Fase I	Fase II	Fase III
DQO_{Total} (mg.L⁻¹)	Média	95	228	207
	Mínimo	42	108	104
	Máximo	204	287	413
	DP	49	71	108
	CV (%)	52	31	52
DQO_{Filtrada} (mg.L⁻¹)	Média	53	69	90
	Mínimo	0	34	58
	Máximo	106	106	154
	DP	38	26	39
	CV (%)	72	38	44
ST (mg.L⁻¹)	Média	1382	1438	1061
	Mínimo	1140	1300	886
	Máximo	1802	1688	1212
	DP	191	150	113
	CV (%)	14	10	10
STV (mg.L⁻¹)	Média	613	701	288
	Mínimo	164	466	176
	Máximo	1126	1034	562
	DP	253	208	162
	CV (%)	41	30	56
SST (mg.L⁻¹)	Média	39	112	62
	Mínimo	3	49	14
	Máximo	83	187	126
	DP	20	52	38
	CV (%)	52	47	61
SSV (mg.L⁻¹)	Média	32	104	64
	Mínimo	3	45	38
	Máximo	76	174	114
	DP	19	48	28
	CV (%)	59	47	43
pH (-)	Média	7,9	6,0	10,5
	Mínimo	7,2	4,2	9,5
	Máximo	9,0	8,3	11,7
	DP	0,6	1,7	0,9
	CV (%)	7,9	28,1	8,2
Alcalinidade Total (mg.L⁻¹)	Média	138	50	174
	Mínimo	51	2	75

	Máximo	731	132	360
	DP	198	60	111
	CV (%)	144	120	64
NTK (mg.L⁻¹)	Média	2	13	16
	Mínimo	0	1	6
	Máximo	5	33	43
	DP	2	14	14
	CV (%)	89	112	87
NH₄⁺ (mg.L⁻¹)	Média	0	6	8
	Mínimo	0	1	1
	Máximo	2	14	31
	DP	1	7	12
	CV (%)	181	114	148
P_{Total} (mg.L⁻¹)	Média	7	5	1
	Mínimo	4	4	0
	Máximo	10	6	2
	DP	2	1	1
	CV (%)	29	14	64
PO₄²⁻ (mg.L⁻¹)	Média	5	5	1
	Mínimo	3	4	0
	Máximo	7	5	1
	DP	1	1	1
	CV (%)	22	13	93
NO₂⁻ (mg.L⁻¹)	Média	1	0	1
	Mínimo	0	0	0
	Máximo	5	0	1
	DP	1	0	0
	CV (%)	252	69	55
NO₃⁻ (mg.L⁻¹)	Média	40	53	9
	Mínimo	23	42	1
	Máximo	51	61	33
	DP	9	8	12
	CV (%)	23	15	136
Coliformes Termotolerantes (UFC/100ml)	Média	-	1,96E+03	3,90E+02
	Mínimo	-	7,50E+01	7,50E+01
	Máximo	-	5,30E+03	5,17E+02
	DP	-	2,59E+03	2,02E+02
	CV (%)	-	1,32E+02	5,19E+01
		RAI	RAL	-
Clorofila a	Média	2	25	-
	Mínimo	1	11	-
	Máximo	5	38	-
	DP	2	12	-
	CV (%)	77	50	-